



Nádia Filipa Cabral Vieira Fernandes

Licenciada em Engenharia do Ambiente

**Contribuição para o estudo da velocidade em valas de
oxidação.
Redução de consumos energéticos**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente – Perfil de Sanitária

Orientador: António Pedro de Macedo Coimbra Mano
Professor Auxiliar, Faculdade de Ciências e Tecnologia,
Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof.^a Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral

Arguente: Prof.^a Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Novembro 2020



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Agradecimentos

Na realização da presente dissertação e após três anos intensivos de mestrado nesta instituição, com um peso fundamental no meu percurso académico, existem alguns agradecimentos que devem ser feitos.

Em primeiro lugar, quero agradecer ao Professor António Pedro Mano, pelo conhecimento transmitido ao longo destes três anos e, enquanto orientador desta dissertação, pelo incentivo permanente ao rigor e espírito crítico, pela ajuda, disponibilidade e palavras de incentivo, que tiveram um contributo enorme no trabalho realizado.

Agradeço também aos engenheiros Miguel Borges e Alexandra Inácio pela disponibilidade, partilha e profissionalismo.

À EPAL, na pessoa do Engenheiro Pedro Fontes pela criatividade, que deu origem ao tema da presente dissertação.

Ao Sr. Pedro Fernandes da Contimetra pela disponibilidade e ajuda no tratamento dos dados.

À minha família, um especial agradecimento aos meus pais, os maiores responsáveis pelo meu percurso académico, para além de todo o apoio e carinho demonstrado ao longo destes seis anos tal como em toda a minha vida. Assim como os meus irmãos e cunhadas, que manifestaram sempre o seu apoio e orgulho ao longo de todo o meu percurso académico.

Aos meus amigos e companheiros de tese, Ana Karina, Joana, Neusa e Artur, pela ajuda, pelas palavras e pela amizade que se manteve ao longo destes seis anos. Apesar de não mencionar, todos os meus amigos tiveram um contributo na realização deste trabalho e terão sempre um lugar no meu coração.

Por último, mas não menos importante, agradeço ao meu namorado, por todo o amor, apoio e compreensão ao longo do meu percurso académico e, especialmente na realização da dissertação.

Resumo

Numa ETAR por lamas ativadas parte significativa dos custos operacionais estão associados aos equipamentos de arejamento e mistura, estimando-se, para o arejamento, um consumo de cerca de 50-60%, e de 5-20% associado ao *flowmaker*. A vala de oxidação é uma variante do processo de lamas ativadas que opera, normalmente, em regime de arejamento prolongado, onde equipamentos de arejamento e, ou de mistura, devem garantir velocidades horizontais entre 0,25 e 0,60 m/s, de modo a manter a biomassa em suspensão e, consequentemente garantir a eficiência do tratamento, avaliada com base nos dados de CQO, CBO₅ e SST.

Com a presente dissertação pretendeu-se avaliar o efeito da velocidade horizontal nas valas de oxidação na eficiência do processo, com o objetivo de procurar contribuir para a otimização do período de funcionamento dos equipamentos de mistura e arejamento, através de medições de velocidade nas ETAR do Entroncamento e Santa Cita, e, também, da estimativa dos consumos energéticos desses equipamentos, assim como da análise de dados quantitativos e qualitativos dessas ETAR.

Nas ETAR em estudo os equipamentos de arejamento e mistura garantiram, maioritariamente, velocidades horizontais no intervalo pretendido, garantindo o fluxo direcional para o bom desempenho da vala e, consequentemente, o cumprimento dos objetivos de qualidade. Aquando da interrupção destes equipamentos (medição 2a)) verificaram-se velocidades na ordem dos 0,01 m/s a 0,10 m/s, originando a sedimentação de sólidos na vala. Verificaram-se também sucessivos incumprimentos do objetivo de qualidade do azoto na ETAR de Santa Cita, evidenciando a dificuldade das valas de oxidação em definir zonas anóxicas e aeróbias, comprometendo a remoção de azoto no efluente. O consumo energético estimado associado a estes equipamentos verificou-se bastante significativo, nomeadamente na ETAR da Santa Cita, com um valor de 1 170 015 kWh associado ao arejador num dos meses em estudo. Admite-se que possam ser obtidas reduções significativas no consumo energético, através da redução do número de horas de funcionamento, nomeadamente dos arejadores, mantendo, ainda assim, a eficiência do tratamento.

Palavras-chave: vala de oxidação, velocidade horizontal, equipamentos de mistura e arejamento, consumo energético

Abstract

In a WWTP with activated sludge a significant part of the operational costs are associated with aeration and mixing equipment, with an estimated consumption of around 50-60% for aeration, and 5-20% associated with the flowmaker. The oxidation ditch is a variant of the activated sludge process that normally operates in a prolonged aeration regime, where aeration and mixing equipment must guarantee horizontal velocity between 0.25 and 0.60 m/s must be guaranteed, in order to keep the biomass in suspension and, consequently, guarantee the efficiency of the treatment, evaluated based on the COD, CBO₅ and SST.

This dissertation aimed to evaluate the effect of horizontal velocity in the oxidation ditches on the efficiency of the process, with the objective of seeking to contribute to the optimization of the period of operation of the mixing and aeration equipment, through velocity measurements at the WWTP of Entroncamento and Santa Cita, and the estimate of the energy consumption of this equipment, as well as the analysis of quantitative and qualitative data from these WWTPs.

In the WWTP under study, the aeration and mixing equipments mainly guaranteed horizontal velocity in the in the desired range, guaranteeing the directional flow for the good performance of the ditch and, consequently, the fulfillment of the quality objectives. When these equipments were interrupted (measurement 2a)) velocity were verified in the order of 0.01 m/s to 0.10 m/s, resulting in the sedimentation of solids in the ditch. There were also successive breaches of the nitrogen quality objective at the Santa Cita WWTP, demonstrating the difficulty of oxidation ditches in defining anoxic and aerobic zones, compromising nitrogen removal in the effluent. The estimated energy consumption associated with this equipment was quite significant, namely at the Santa Cita WWTP, with a value of 1 170 015 kWh associated with the aerator in one of the months under study. It is assumed that significant reductions in energy consumption can be obtained by reducing the number of operating hours, namely the aerators, while maintaining the efficiency of the treatment.

Keywords: oxidation ditch, horizontal velocity, mixing and aeration equipment, energy consumption

Índice

1. Introdução.....	1
2. Objetivo e Organização da dissertação	3
2.1 Objetivo da dissertação	3
2.2 Organização da dissertação	3
3. Revisão de literatura.....	5
3.1 Águas residuais	5
3.1.1 Origem e definição das águas residuais	5
3.1.2 Características das águas residuais.....	5
3.2 Tratamento de águas residuais.....	7
3.2.1 Considerações gerais	7
3.2.2 Legislação relativa ao tratamento de águas residuais.....	7
3.3 Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR).....	9
3.3.1 Considerações gerais	9
3.3.2 Etapas de tratamento da fase líquida	9
3.3.3 Etapas de tratamento da fase sólida.....	11
3.4 Tratamento biológico	12
3.4.1 Considerações gerais	12
3.4.2 Lamas ativadas	13
3.4.3 Parâmetros operatórios do processo de lamas ativadas.....	14
3.5 Remoção de nutrientes.....	16
3.5.1 Nitrificação e Desnitrificação.....	16
3.5.2 Remoção de fósforo	18
3.6 Valas de oxidação	20
3.6.1 Origem do processo de tratamento.....	20
3.6.2 Descrição	20
3.6.3 Remoção de nutrientes em valas de oxidação.....	23
3.6.4 Importância da velocidade horizontal em valas de oxidação.....	25
3.6.5 Tipos de valas de oxidação	26
3.6.6 Vantagens e desvantagens	29
3.7 Arejamento e mistura.....	29
3.7.1 Importância de arejamento e mistura.....	29
3.7.2 Arejamento (mecânico e por ar difuso) e agitadores.....	31
3.8 Gestão energética nas ETAR	33
3.8.1 Generalidades	33
3.8.2 Consumo energético em tratamento biológico	34

4. Caso de estudo.....	37
4.1 ETAR do Entroncamento.....	37
4.1.1 Tratamento da fase líquida	38
4.1.2 Tratamento da fase sólida	40
4.2 ETAR de Santa Cita	40
4.2.1 Tratamento da fase líquida	41
4.2.2 Tratamento da fase sólida	43
5. Equipamento utilizado no trabalho.....	45
6. Metodologia	47
6.1 Velocidade horizontal nas valas de oxidação.....	47
6.2 Parâmetros quantitativos e qualitativos.....	51
6.3 Consumo energético.....	51
7. Resultados e discussão	53
7.1 Velocidade horizontal em valas de oxidação	53
7.1.1 ETAR do Entroncamento.....	53
7.1.2 ETAR de Santa Cita	71
7.2 Contribuição dos parâmetros quantitativos e qualitativos.....	77
7.2.1 Análise dos parâmetros quantitativos	77
7.2.2 Análise dos parâmetros qualitativos	80
7.3 Consumo energético.....	91
7.3.1 ETAR do Entroncamento.....	91
7.3.2 ETAR de Santa Cita	92
8. Conclusões.....	95
9. Referências bibliográficas.....	99
Anexo I - Imagens da realização da campanha de medição de velocidade numa das ETAR em estudo	103
Anexo II - Tabelas de consumos energéticos nas ETAR em estudo	105
Anexo III - Tabelas de velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento	107
Anexo IV - Vista da vala de oxidação da ETAR do Entroncamento.....	111
Anexo V - Vista da vala de oxidação da ETAR de Santa Cita	113

Índice de Figuras

Figura 3. 1 - Diagrama esquemático das etapas de tratamento da fase líquida	9
Figura 3. 2 – Diagrama esquemático do processo de lamas ativadas.....	13
Figura 3. 3 - Diagrama esquemático do processo biológico de nitrificação/desnitrificação	18
Figura 3. 4 – Representação esquemática do processo biológico de remoção de fósforo	19
Figura 3. 5 - Configurações possíveis em valas de oxidação.....	20
Figura 3. 6 - Representação esquemática de vala de oxidação com múltiplos canais concêntricos	21
Figura 3. 7 – Representação esquemática de tratamento da fase líquida com recurso a uma vala de oxidação	23
Figura 3. 8 – Representação esquemática de uma vala de oxidação Carrossel	27
Figura 3. 9 – Representação esquemática de um vala de oxidação do tipo Orbal	28
Figura 3. 10 - Tipos de arejamento por ar difuso.....	31
Figura 3. 11 - Tipos de arejamento mecânico	31
Figura 3. 12 - Equipamentos de mistura horizontal	32
Figura 3. 13 - Esquema de tratamento de águas residuais com análise quantitativa dos custos energéticos associados a cada órgão numa ETAR.....	34
Figura 4. 1 - Estação de tratamento de águas residuais do Entroncamento	37
Figura 4. 2 - Valas de oxidação na ETAR do Entroncamento.	39
Figura 4. 3 - Estação de tratamento de águas residuais de Santa Cita.....	41
Figura 4. 4 - Valas de oxidação na ETAR de Santa Cita.....	42
Figura 5. 1 - Conversor de modelo PCM4.....	45
Figura 5. 2 - Sensor de velocidade do modelo POA.	46
Figura 6. 1 - Metodologia do trabalho.	47
Figura 6. 2 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR do Entroncamento (vista do topo).	48
Figura 6. 3 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR do Entroncamento (vista em profundidade).	48
Figura 6. 4 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR de Santa Cita (vista do topo).	49
Figura 6. 5 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR de Santa Cita (vista em profundidade).	49
Figura 6. 6 - Resumo explicativo das medições realizadas nas valas de oxidação.	50
Figura 7. 1 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição a). (Vala 1).....	54
Figura 7. 2 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição b). (Vala 1).....	54
Figura 7. 3 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição c). (Vala 1).....	54

Figura 7. 4 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição d). (Vala 1).....	56
Figura 7. 5 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição e). (Vala 1).....	56
Figura 7. 6 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição f). (Vala 1).....	56
Figura 7. 7 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição a). (Vala 1).....	58
Figura 7. 8 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição b). (Vala 1).....	58
Figura 7. 9 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição c). (Vala 1).....	58
Figura 7. 10 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição d). (Vala 1).....	60
Figura 7. 11 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição e). (Vala 1).....	60
Figura 7. 12 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição f). (Vala 1).....	60
Figura 7. 13 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2b), no ponto de medição a). (Vala 1).....	62
Figura 7. 14 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2b), no ponto de medição b). (Vala 1).....	62
Figura 7. 15 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2b), no ponto de medição c). (Vala 1).....	62
Figura 7. 16 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição f). (Vala 2).....	64
Figura 7. 17 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição e). (Vala 2).....	64
Figura 7. 18 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição d). (Vala 2).....	64
Figura 7. 19 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição c). (Vala 2).....	66
Figura 7. 20 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição b). (Vala 2).....	66
Figura 7. 21 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição a). (Vala 2).....	66
Figura 7. 22 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição f). (Vala 2).....	68
Figura 7. 23 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição e). (Vala 2).....	68
Figura 7. 24 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição d). (Vala 2).....	68
Figura 7. 25 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição c). (Vala 2).....	70
Figura 7. 26 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição b). (Vala 2).....	70
Figura 7. 27 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição a). (Vala 2).....	70
Figura 7. 28 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição a). (Vala 1).....	72

Figura 7. 29 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição b). (Vala 1)	72
Figura 7. 30 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição c). (Vala 1)	72
Figura 7. 31 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição d). (Vala 1)	74
Figura 7. 32 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição e). (Vala 1)	74
Figura 7. 33 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição f). (Vala 1)	74
Figura 7. 34 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição g). (Vala 1)	76
Figura 7. 35 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição h). (Vala 1)	76
Figura 7. 36 - Caudal afluente médio mensal da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.	78
Figura 7. 37 - Caudal afluente médio mensal da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.	78
Figura 7. 38 - Caudal afluente médio mensal da ETAR de Santa Cita, no ano 2019...	79
Figura 7. 39 - Caudal afluente médio mensal da ETAR de Santa Cita, no ano 2020...	80
Figura 7. 40 - Carências bioquímica e química de oxigénio no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.....	81
Figura 7. 41 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.....	81
Figura 7. 42 - Concentração de Azoto Total no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.....	82
Figura 7. 43 - Carências bioquímica e química de oxigénio no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.....	83
Figura 7. 44 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.....	83
Figura 7. 45 – Concentração de Azoto Total no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.....	84
Figura 7. 46 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO ₅ no tratamento da ETAR do Entroncamento, durante o ano 2018.....	84
Figura 7. 47 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO ₅ no tratamento da ETAR do Entroncamento, durante o ano 2019.....	85
Figura 7. 48 - Carências bioquímica e química de oxigénio no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.	86
Figura 7. 49 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.	86
Figura 7. 50 - Concentrações de Azoto Total no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.....	87
Figura 7. 51 - Carências bioquímica e química de oxigénio no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2020.	88
Figura 7. 52 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2020.	88
Figura 7. 53 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO ₅ no tratamento da ETAR de Santa Cita, durante o ano 2019.	90
Figura 7. 54 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO ₅ no tratamento da ETAR de Santa Cita, durante o ano 2020.	90

Figura AI. 1 - Realização da medição na vala 2 aquando do funcionamento do agitador.....	103
Figura AI. 2 - Sensor de velocidade de modelo POA utilizado nas medições de velocidade.	103
Figura AI. 3 - Sensor de velocidade de modelo POA acoplado com extensor.....	104
Figura AI. 4 - Leitura de medição no conversor de modelo PCM4.	104
Figura AIV. 1 - Vala de oxidação na ETAR do Entroncamento sob ausência de arejamento e mistura.	111
Figura AV. 1 - Vala de oxidação em estudo na ETAR de Santa Cita sob ausência de arejamento e mistura.	113

Índice de Tabela

Tabela 3. 1 - Requisitos para descargas de ETAR urbanas em zonas sensíveis sujeitas a tratamento secundário	8
Tabela 3. 2 - Requisitos para descargas de ETAR urbanas em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização	8
Tabela 3. 3 – Faixas de valores comumente associadas aos parâmetros carga orgânica mássica, idade de lamas e tempo de retenção hidráulico.....	14
Tabela 3. 4 - Tipos de valas de oxidação e respetivas características	28
Tabela 3. 5 - Vantagens e desvantagens das valas de oxidação	29
Tabela 6. 1 - Profundidades de medição nas valas de oxidação das ETAR.....	49
Tabela 7. 1 - Concentrações de NH_4^+ no efluente tratado na ETAR de Santa Cita, no ano 2019.....	87
Tabela 7. 2 - Concentrações de NH_4^+ no efluente tratado na ETAR de Santa Cita, no ano 2020.....	89
Tabela 7. 3 - Consumos energéticos estimados da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.	92
Tabela 7. 4 - Consumos energéticos estimados da ETAR do Entroncamento, no ano 2020.	92
Tabela 7. 5 - Consumos energéticos estimados da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.	93
Tabela 7. 6 - Consumos energéticos estimados da ETAR de Santa Cita, no ano 2020.	93
Tabela AII. 1 - Consumos energéticos totais na ETAR do Entroncamento, no ano 2019.	105
Tabela AII. 2 - Consumos energéticos totais na ETAR do Entroncamento, no ano 2020.	105
Tabela AII. 3 - Consumos energéticos totais na ETAR de Santa Cita, no ano 2019.	106
Tabela AII. 4 - Consumos energéticos totais na ETAR de Santa Cita, no ano 2020.	106
Tabela AIII. 1 - Velocidades obtidas na medição 2 na vala 2, ponto de medição c) na ETAR do Entroncamento.	107
Tabela AIII. 2 - Velocidades obtidas na medição 2 na vala 2, ponto de medição b) na ETAR do Entroncamento.	108
Tabela AIII. 3 - Velocidades obtidas na medição 2 na vala 2, ponto de medição a) na ETAR do Entroncamento.	109

Lista de Abreviaturas

AR	Águas residuais
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO	Carência Química de Oxigénio
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
F/M	Relação entre alimento (Food) e microrganismos (Microorganisms)
HP	Horizonte de Projeto
IVL	Índice Volumétrico de lamas
K _{La}	Taxa Geral de Transferência de Oxigénio
kWh	Quilowatt-hora
NH ₄ ⁺	Azoto amoniacal
N _t	Azoto Total
OD	Oxigénio Dissolvido
OUR	Taxa de consumo de oxigénio
SST	Sólidos Suspensos Totais

1. Introdução

O aumento exponencial da população mundial, associado ao crescimento económico, resulta no aumento da procura por água e, consequentemente, num aumento da preocupação a nível mundial pelo sua escassez ¹. Em resultado da sua relevância social, ambiental e económica, a sua sustentabilidade deverá ser garantida ².

As águas residuais (AR) produzidas pelo Homem, na sua atividade quotidiana, são constituídas por cerca de 99,9% de água e o remanescente por matéria orgânica e inorgânica, suspensa e dissolvida, para além de microrganismos ³. Para além da matéria orgânica, as águas residuais são também compostas por nutrientes, incluindo azoto e fósforo ⁴. Deste modo, as descargas de águas residuais no meio recetor contribuem para potenciar os fenómenos de eutrofização e para a redução na concentração de oxigénio dissolvido (OD), este último devido ao consumo de oxigénio pelos microrganismos durante os seus processos metabólicos para degradar a matéria orgânica ^{4,5}.

Deste modo, exige-se que as águas residuais sejam sujeitas a tratamento, apresentando como finalidade a conversão dos materiais nelas presentes em produtos oxidados estáveis, por forma a descarregá-los em segurança nos meios recetores, sem quaisquer efeitos ecológicos adversos, para além de proteger a saúde pública, através da salvaguarda da disseminação de doenças transmitidas pela água ⁵. As estações de tratamento de águas residuais (ETAR) são sistemas complexos constituídos por processos biológicos, físicos e químicos, que garantem a remoção de poluição orgânica e, se necessário, dos nutrientes azoto e fósforo ⁶.

A contribuição do tratamento secundário é indispensável em ETAR, sendo materializado através de processos biológicos, por biomassa fixa ou biomassa suspensa ^{6,7}. Ambos os processos socorrem-se de populações mistas de microrganismos, oxigénio e da presença de nutrientes ⁷. Os processos biológicos por biomassa em suspensão mais utilizados são as lamas ativadas ⁴. Aos reatores biológicos estão associadas operações de separação sólido/líquido, normalmente decantadores, onde ocorre a sedimentação dos sólidos que foram gerados através da atividade biológica ⁸.

As valas de oxidação constituem uma variante dos processos biológicos por lamas ativadas que, geralmente, operam em regime de baixa carga ou arejamento prolongado ⁹. São caracterizadas pela geometria e configuração do reator, que confere características únicas ao processo, uma vez que permite a remoção de carbono e de azoto no mesmo reator, devido à variação do

gradiente de oxigénio ao longo da vala, permitindo a obtenção de um efluente de alta qualidade ¹⁰. Por outro lado, a vala apresenta um fluxo unidirecional onde a velocidade garantida pelos equipamentos deverá ser suficiente para manter os sólidos suspensos e a biomassa em suspensão no reator ¹¹. São vários os equipamentos que contribuem para fornecer mistura e arejamento às valas de oxidação, nomeadamente o arejamento através de ar difuso, arejamento mecânico superficial e misturadores mecânicos submersos (flowmakers, na terminologia anglo – saxónica), estes últimos, vocacionados para garantirem uma velocidade suficientemente elevada, sendo comum a utilização conjunta dos vários tipos de equipamentos ¹². À exceção dos flowmakers, qualquer destes equipamentos têm como função fornecer oxigénio suficiente e garantir, igualmente, velocidade capaz de manter o licor misto em suspensão ¹². Nas valas de oxidação, a velocidade horizontal deve variar entre 0,25 e 0,60 m/s, por forma a garantir uma velocidade mínima para evitar a sedimentação das partículas orgânicas no canal, e não deve exceder a velocidade de 0,60 m/s a fim de evitar a erosão excessiva, ressalto hidráulico, entre outros fenómenos indesejáveis ¹³.

O consumo energético dos processos biológicos, designadamente no reatores biológicos representa o maior consumidor energético em ETAR, podendo atingir cerca de 60% do total dos custos energéticos ^{14,15}. Estimando-se, para o arejamento, um consumo de cerca de 50-60%, e de 5-20% associado ao flowmaker ¹⁶. Devido às preocupações atuais com os custos energéticos, otimização dos processos e os efeitos dos processos na pegada de carbono, torna-se fundamental reduzir, tanto quanto possível, as necessidades de arejamento nos processos de tratamento, não colocando em causa a garantia da prossecução dos objetivos de qualidade ¹⁵.

2. Objetivo e Organização da dissertação

2.1 Objetivo da dissertação

A presente dissertação tem como objetivo contribuir para a otimização dos processos de tratamento, especificamente valas de oxidação, através da avaliação da velocidade horizontal por forma a garantir o cumprimento dos objetivos de qualidade e reduzir os custos energéticos, em ETAR.

Os objetivos específicos incluem:

- Verificação da velocidade horizontal originada pelos arejadores e misturadores ao longo das valas de oxidação;
- Análise dos efeitos da velocidade horizontal no funcionamento do processo de lamas ativadas, por valas de oxidação;
- Avaliação da importância dos equipamentos de arejamento/mistura na velocidade horizontal;
- Análise do consumo energético das ETAR em estudo e, especificamente, dos dispositivos utilizados para produzir fluxo direcional.

2.2 Organização da dissertação

A presente dissertação está organizada em nove capítulos e cinco anexos.

O capítulo um é introdutório, apresentando um breve enquadramento que serve de base ao desenvolvimento do trabalho. Seguido dos objetivos do trabalho enumerados no capítulo dois.

O capítulo três apresenta o estado da arte, nomeadamente no que respeita ao tratamento biológico e às valas de oxidação, bem como os aspetos relacionados com arejamento e mistura e custos associados.

O capítulo quatro consiste na exposição do caso de estudo, seguido da descrição do equipamento utilizado no desenvolvimento do trabalho no quinto capítulo.

O capítulo seis apresenta a metodologia utilizada no trabalho.

O capítulo sete é referente à apresentação dos resultados relativos ao caso de estudo e respetivas discussões dos mesmos. Por último, no capítulo oito apresentam-se as conclusões retiradas do trabalho e respetivas recomendações.

3. Revisão de literatura

3.1 Águas residuais

3.1.1 Origem e definição das águas residuais

No seu quotidiano a sociedade é responsável por produzir quantidades significativas de resíduos sólidos, e de efluentes líquidos e gasosos ². Deste modo, a pressão exercida sobre o meio ambiente é cada vez mais expressiva, nomeadamente no que se refere aos recursos hídricos, em consequência da descarga de efluentes líquidos para o meio recetor, resultantes da satisfação das necessidades correntes do dia-a-dia ^{2,17}. Os efluentes líquidos denominam-se por águas residuais, que, se não forem devidamente tratadas podem destruir o equilíbrio ecológico dos cursos de água para onde são descarregadas ^{2,17}.

As águas residuais domésticas resultam exclusivamente de residências, instalações comerciais e institucionais, como escolas e hospitais ⁵. No que se refere às águas residuais industriais, predominam os efluentes industriais ⁵. Nas grandes cidades, as denominadas águas residuais urbanas são constituídas por uma fração líquida de cerca de 99,9% e os restantes 0,1% de fração sólida, e advêm da mistura de águas residuais domésticas e industriais (pequenas indústrias) ^{5,7}.

Segundo o Decreto-Lei nº152/97, entende-se por águas residuais urbanas o conjunto de “*águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais*” ¹⁸.

Os componentes das águas residuais e suas concentrações, para além de variarem em função da hora do dia, do dia da semana, mês do ano ou outras condições locais, são igualmente afetados pela conjugação de águas residuais industriais às águas residuais domésticas ². Por outro lado, o tipo de utilização dada à água para consumo, reflete-se nas características das águas residuais produzidas ².

3.1.2 Características das águas residuais

As características das águas residuais urbanas tendem a manter-se relativamente uniformes, exceto se forem afetadas pela combinação com águas pluviais no decorrer do transporte até ao tratamento ⁷. Caso essa conjugação ocorra, o tratamento de águas residuais das águas residuais e pluviais é afetado ⁷.

As águas residuais são caracterizadas em termos de físicos, químicos e biológicos ⁷.

➤ **Características físicas**

As características físicas incluem os parâmetros: temperatura, cor, odor e turvação ⁷. Destas, a cor, o odor e a turbidez podem ser avaliadas através da visão e do cheiro, sem serem realizados testes ⁷.

A temperatura média anual das águas residuais varia entre 10 e 20°C ⁷. É responsável por afetar a atividade biológica dos microrganismos, uma vez que à medida que a temperatura aumenta, os microrganismos aceleram o consumo do substrato e de oxigénio nas águas residuais, ou seja, quanto mais elevada a temperatura maior a atividade ⁷.

A cor das águas residuais depende da quantidade e tipo de matéria dissolvida, suspensa e coloidal presente.

➤ **Características químicas**

As principais características químicas incluem: alcalinidade, carência química de oxigénio (CQO), condutividade, potencial de oxidação-redução e pH ⁷.

A alcalinidade é uma medida da capacidade das águas residuais de neutralizar os ácidos ⁷. A condutividade mede a capacidade da solução aquosa de transportar uma corrente elétrica, indicando a quantidade de material orgânico dissolvido presente na água ⁷. Em águas residuais domésticas, a condutividade varia, normalmente, entre 50 e 1500 S/cm ⁷.

O potencial de oxidação-redução é a intensidade ou facilidade de perda de eletrões (oxidação) ou ganho de eletrões (redução), permitindo conhecer a reação de oxidação-redução a decorrer no instante da leitura a partir da quantificação da atividade dos eletrões ⁷. Possibilita a monitorização de águas residuais, efluentes primários, processos de biomassa suspensa e processos de biomassa fixa, entre outros ⁷. Em processos anaeróbios encontram-se valores negativos de potencial redox (<- 200mV), ao contrário dos potenciais apresentados por processos aeróbios, normalmente superior a +50mV ^{2,5}.

O pH é responsável por influenciar a atividade biológica, uma vez que quando sujeitos a um pH fora do intervalo 6,5-8, a atividade dos microrganismos é inibida ou interrompida completamente ⁷. Desta forma, o pH é um parâmetro fundamental no tratamento biológico de águas residuais ⁷.

➤ **Características biológicas**

A presença de organismos patogénicos ou de bactérias indicadores da potencial presença destes organismos nas águas residuais é determinada através de testes bacteriológicos ⁷. Sendo impraticável a realização de testes para a totalidade destes organismos, recorrem-se a testes para indicar a presença de contaminação por atividade biológica, incluindo patogénicos e exame microscópico ⁷.

O teste da carência bioquímica de oxigénio (CBO) indica a quantidade de oxigénio necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica presente nas águas residuais ⁷.

Os microrganismos patogénicos referem-se aos organismos causadores de doenças, e a sua presença pode ser avaliada pela determinação da presença de organismos (bactérias) indicadores, incluindo os coliformes fecais e totais, *Escherichia coli*, *Enterococcus* e, em alguns casos, *Streptococcus fecalis* ⁷.

3.2 Tratamento de águas residuais

3.2.1 Considerações gerais

As águas residuais domésticas apresentam, geralmente, composições relativamente uniformes, porém em mistura com águas residuais industriais, estas podem apresentar concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos suscetíveis de provocar toxicidade aos microrganismos, sendo por isso necessário ter em conta a natureza química ou biológica do poluente na seleção dos processos ou operações de tratamento (Metcalf & Eddy, 2003; Kolarik & J. Priestley, 1995).

Segundo o Decreto-Lei nº152/97, entende-se por tratamento apropriado “*o tratamento das águas residuais urbanas por qualquer processo e ou por qualquer sistema de eliminação que, após a descarga, permita que as águas recetoras satisfaçam os objetivos de qualidade que se lhes aplicam*” ¹⁸.

O tratamento de águas residuais deve ter em conta vários fatores como: características quantitativas e qualitativas, local de instalação da ETAR e objetivos de qualidade, em consequência da forte influência pelas condições sociais, económicas, geográficas e climáticas, para além das variações sazonais em determinados locais devido à flutuação de população ^{5,7}.

3.2.2 Legislação relativa ao tratamento de águas residuais

Em função dos objetivos associados ao tratamento de águas residuais, foram estabelecidos padrões de qualidade ambiental para a descarga de efluentes. Assim, as águas residuais urbanas são reguladas pela Diretiva 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de maio, posteriormente alterada pela Diretiva 98/15/CE, transposta para a legislação portuguesa, respetivamente, pelo Decreto-Lei nº152/1997, de 19 de junho, posteriormente alterado e complementado por Decreto-Lei n.º 348/98, de 9 de novembro, Decreto-Lei n.º 149/2004, de 22 de junho e Decreto-Lei n.º 198/2008, de 8 de outubro.

Atualmente, em Portugal o tratamento e descarga de águas residuais está regulamentado fundamentalmente pelos seguintes decretos:

- Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho: que se aplica à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático, com o objetivo de proteger as águas superficiais dos efeitos dessas descargas ¹⁸.
- Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto: que estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. Para isso, o presente diploma define os requisitos a observar nas águas para consumo humano, para suporte da vida aquícola, águas balneares e águas de rega. São também definidas as normas de descarga das águas residuais na água e no solo ²⁰.

Os objetivos de qualidade são definidos com base nos parâmetros que se resumem nas tabelas 3.1 e 3.2, expressos em valores mínimos de concentração ou percentagem de redução mínima impostos para as descargas efetuadas.

Tabela 3. 1 - Requisitos para descargas de ETAR urbanas em zonas sensíveis sujeitas a tratamento secundário (adaptado de ¹⁸).

Parâmetros	Concentração (mg/L)	Redução da carga afluente (%)
CBO₅	25	70-90
CQO	125	75
SST	35	90

Tabela 3. 2 - Requisitos para descargas de ETAR urbanas em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização (adaptado de ¹⁸).

Parâmetro	Equivalente populacional (e.p)	Concentração (mg/L)	Remoção da carga afluente (%)
Fósforo Total	10 000 -100 000	2	80
	> 100 000	1	
Azoto Total	10 000 -100 000	15	70-80
	> 100 000	10	

3.3 Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR)

3.3.1 Considerações gerais

O tratamento de águas residuais consiste na utilização de um conjunto de etapas físicas, químicas e biológicas ²¹. Estas agrupam-se em operações unitárias, onde predominam as forças físicas e processos unitários, constituídos por etapas onde ocorrem atividades químicas ou biológicas ²¹. Ambos, quando combinados, constituem as seguintes etapas de tratamento da fase líquida de uma ETAR: tratamento preliminar, primário, secundário e terciário ⁵.

Uma ETAR é a forma mais adequada para o tratamento de águas residuais, projetada em função dos objetivos de qualidade, uma vez que para cada efluente poderão existir objetivos de qualidade distintos, como por exemplo a reutilização ou descarga num meio recetor ²².

Os compostos presentes nas águas residuais não são removidos através de apenas um processo unitário, sendo necessário recorrer a uma combinação de várias etapas de tratamento ²².

As diferentes etapas de tratamento - preliminar, primário, secundário e terciário - são posteriormente descritas (breve caracterização relativamente ao objetivo de funcionamento).

3.3.2 Etapas de tratamento da fase líquida

A figura 3.1 ilustra as operações e processos constituintes do tratamento de fase líquida numa ETAR.

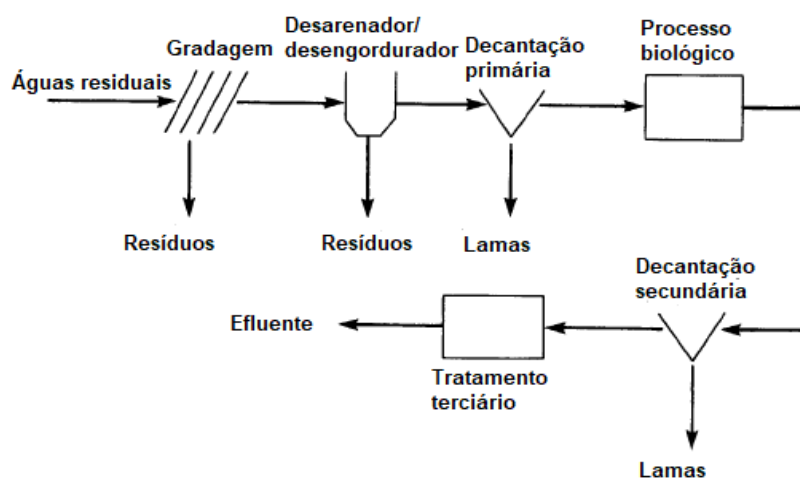


Figura 3. 1 - Diagrama esquemático das etapas de tratamento da fase líquida (adaptado de ⁵).

➤ **Tratamento preliminar**

O tratamento preliminar inclui um conjunto de operações unitárias que têm como objetivo a remoção de sólidos grosseiros, areias e gorduras presentes nas águas residuais, por forma a evitar assoreamento ao longo do tratamento, assim como eventuais danos em equipamentos utilizados nas etapas subsequentes ^{5,22}.

A operação de gradagem é, normalmente, efetuada em duas etapas, primeiramente através de uma gradagem grossa, responsável por remover sólidos grosseiros presentes no afluente bruto, seguida de uma gradagem fina, muitas vezes materializada por um tamisador, onde se removem os sólidos de menor dimensão ⁵.

Para a remoção de óleos e gorduras recorre-se a um desarenador/desengordurador, onde através de injeção de ar no fundo do órgão é potenciada a flutuação de material com menor densidade, - óleos e gorduras- posteriormente retiradas por um raspador mecânico direcionando-as para uma caleira destinada à sua recolha ⁵. Para além disso, esta etapa é igualmente responsável pela remoção de materiais com densidade superior à água, através de sedimentação gravítica ⁵.

➤ **Tratamento primário**

O tratamento primário apresenta como principais objetivos a redução da carga de sólidos e de carga orgânica ³. Esta etapa é materializada através de decantadores, onde os sólidos suspensos, compostos maioritariamente por matéria orgânica, são removidos através da sedimentação - partículas em suspensão são eliminadas por ação da gravidade - originando lamas primárias ^{3,5}. Esta fase de tratamento possibilita eficiências de remoção na ordem dos 50-70% de sólidos em suspensão e de, aproximadamente, 20-35% de CBO₅ ^{7,8}. Adicionalmente, pode recorrer-se à adição de coagulante permitindo o aumento da eficiência do tratamento primário, sendo o processo denominado tratamento primário avançado ³.

➤ **Tratamento secundário**

O tratamento secundário socorre-se de reações bioquímicas, realizadas por microrganismos, que usam a matéria orgânica dissolvida e coloidal como alimento, removendo a matéria orgânica biodegradável ^{3,23}. É igualmente responsável por remover sólidos em suspensão e, por vezes, nutrientes como o azoto e fósforo, de modo a reduzir as concentrações de ambos no efluente ⁵. Esta etapa de tratamento é responsável por reduzir as concentrações de CBO₅ e sólidos suspensos totais (SST), com remoções superiores a 85%, originando concentrações no efluente tratado entre 10 e 30 mg/L ⁷.

No tratamento biológico os processos podem ser de biomassa suspensa, como lamas ativadas, ou de biomassa fixa, como por exemplo leitos percoladores, biofiltros ou discos biológicos⁸. Nos processos de biomassa suspensa, os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica estão em suspensão na água residual²³. Contrariamente aos de biomassa fixa, onde os microrganismos se desenvolvem sobre um suporte de material inerte²³. Geralmente, os processos de biomassa suspensa garantem eficiências de remoção de CBO superiores, acima dos 90%, todavia com custos operacionais mais elevados relacionados com mistura, arejamento e recirculação^{5,23}.

Ambos os processos (biomassa suspensa ou fixa) carecem da presença de uma etapa de sedimentação posterior ao processo, onde a velocidade de fluxo de água no tanque é muito reduzida originando deposição de partículas no fundo sob influência da gravidade, contribuindo para a remoção de biomassa do efluente líquido^{23,24}. O principal objetivo é produzir um efluente clarificado, isto é, com baixa concentração de sólidos suspensos²⁴. Assim, o tratamento secundário, para além do tratamento biológico, também inclui uma decantação secundária, obtendo-se lamas biológicas⁵.

➤ **Tratamento terciário**

O tratamento terciário tem como objetivo reduzir compostos que não foram eliminados substancialmente nas etapas subjacentes, nomeadamente sólidos suspensos ou microrganismos, caso seja exigido, pela qualidade do meio recetor, ou usos previstos para a água⁵. Para tal, são utilizados processos tais como filtração e a desinfecção⁵.

3.3.3 Etapas de tratamento da fase sólida

O termo “lamas” surge para designar os subprodutos sólidos originados pelas várias etapas constituintes do tratamento de águas residuais³. Estas devem ser sujeitas às etapas de espessamento, estabilização e desidratação, previamente à sua valorização ou eliminação^{2,5}.

➤ **Espessamento**

O espessamento é uma operação que tem por objetivo o aumento da concentração de sólidos, removendo uma parte da fração líquida². Esta etapa pode ser proporcionada através das seguintes operações: sedimentação por gravidade, por flotação, centrifugação, entre outros². Esta operação representa uma elevada importância para os processos de tratamento subsequentes, nomeadamente a digestão e a desidratação².

➤ **Estabilização**

O processo de estabilização tem como finalidade reduzir agentes patogénicos, eliminar odores e reduzir ou eliminar um potencial de decomposição ². Tal é conseguido através da redução biológica do conteúdo volátil ou através do doseamento de químicos para comprometer a sobrevivência dos microrganismos ². Para além dos aspetos mencionados anteriormente, a estabilização biológica permite a redução do volume de lamas, a produção de metano e potencia a desidratação das lamas ². Este processo pode ser materializado através de diferentes vias, incluindo a via anaeróbia, ou aeróbia, a estabilização alcalina e a compostagem ².

➤ **Desidratação**

A desidratação é a operação responsável pela redução do teor de humidade das lamas, com o objetivo de diminuir o volume e o peso destas, permitindo reduzir os custos associados ao seu transporte, para além de facilitar o seu manuseamento ². Na seleção dos processos de desidratação - centrífugas, filtros de prensa, filtros banda e leitos de secagem – é fundamental ter em conta o tipo de lama a ser desidratada e a área de implantação disponível ².

3.4 Tratamento biológico

3.4.1 Considerações gerais

O tratamento biológico faz parte da generalidade dos processos de tratamento secundário, independentemente de serem sistemas de biomassa fixa ou em suspensão, e é suportado pela atividade de uma população mista de microrganismos, que consome oxigénio e nutrientes presentes nas águas residuais a tratar ⁷.

Esta etapa depende da capacidade de oxidação aeróbia, o que exige a disponibilidade de quantidades significativas de oxigénio, para que os microrganismos - bactérias, vírus, protozoários e algas - consigam consumir a matéria orgânica presente no efluente ^{5,8}.

Os processos de biomassa suspensa são mais intensivos comparativamente aos sistemas de biomassa fixa, sendo capazes de tratar até 10 vezes mais efluente por unidade de volume de reator, tornando-os, consequentemente, mais competitivos relativamente a custos de investimento de capital fixo ⁵. No entanto, são processos que acarretam maior dificuldade de operação, assim como custos operacionais mais elevados associados ao arejamento, mistura e bombagem ⁵.

3.4.2 Lamas ativadas

O processo de biomassa suspensa mais comumente utilizado, é o processo de lamas ativadas, desenvolvido em 1914 por Arden e Lockett ^{8,23}. O processo de lamas ativadas é responsável por tratar águas residuais domésticas e industriais, consistindo na mistura de águas residuais e população microbiana num reator sob condições aeróbias, seguido de um decantador secundário com recirculação e purga de lamas em excesso (figura 3.2) ⁵. O tanque de arejamento deve proporcionar as condições adequadas de pH, temperatura, oxigénio, nutrientes e idade de lamas ². O conteúdo do reator biológico é denominado licor misto e inclui microrganismos e matéria orgânica, sendo esta removida da água residual através do contacto com a biomassa em suspensão ^{5,7}. O contacto é garantido pelo arejamento, efetuado através da injeção de ar difuso ou através do recurso a arejadores mecânicos superficiais, ou por ambos ⁸. O arejamento no tratamento biológico tem como principais objetivos: fornecer oxigénio aos microrganismos aeróbios e assegurar a suspensão da biomassa, por forma a garantir o máximo contacto entre o floco e o efluente através da mistura ^{5,7}. O floco representa a unidade básica de operação do processo de lamas ativadas, uma vez que garante a eficácia da decantação (etapa subsequente) ²⁴. O floco, quando sujeito a um arejamento elevado, pode desagregar-se, limitando a eficiência do processo, para além do desperdício de energia que lhe está associada ⁷.

Dada a relevância do arejamento na eficiência do processo de lamas ativadas, este deve ser fornecido em quantidades suficientes, pois, caso contrário, a concentração de OD será reduzida, podendo limitar a eficiência do processo e, por outro lado, a presença de elevadas concentrações de azoto amoniacal (NH_4^+) que, em reação com a água, pode originar amoníaco resultando, frequentemente, no incumprimento dos objetivos de descarga ^{25,26}.

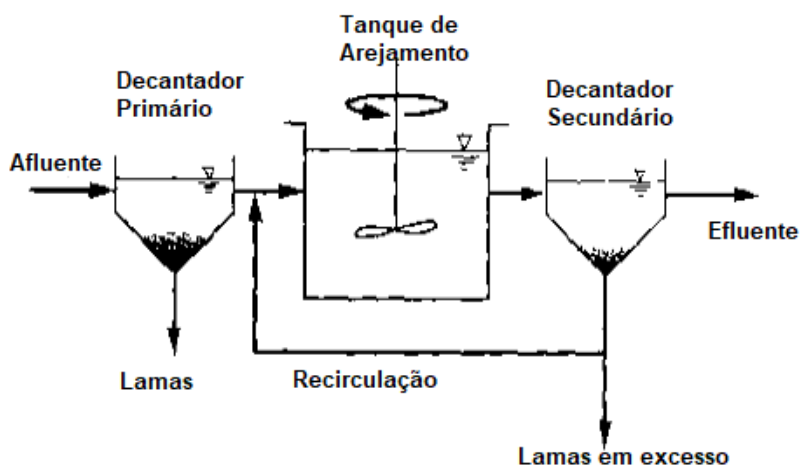


Figura 3. 2 – Diagrama esquemático do processo de lamas ativadas (adaptado de ²).

A biomassa desenvolve-se no reator biológico – tanque de arejamento - utilizando o efluente como substrato, resultando numa lama que sedimenta no decantador secundário, originando o

efluente clarificado ⁸. De modo a garantir uma concentração de biomassa necessária e constante, é necessário recorrer-se à recirculação de lamas do decantador secundário para o tanque de arejamento, a fim de garantir a taxa máxima de oxidação biológica ⁵. A razão de recirculação encontra-se, geralmente, entre 50 a 75 % do caudal médio do afluente à estação ². As lamas em excesso produzidas são descartadas, sofrendo posteriormente um tratamento adequado, antes de serem encaminhadas para destino final ⁵.

Entre os parâmetros fundamentais para garantir o funcionamento adequado do processo, inclui-se a concentração de SST, responsável por monitorizar a quantidade de biomassa presente no tanque de arejamento, assim como a razão entre alimento e microrganismos (F/M), essencial para garantir a relação entre a concentração de substrato (matéria orgânica) e a concentração microbiana (biomassa) adequada a cada tipo de processo (alta carga, média carga, baixa carga), de modo a assegurar a remoção da matéria orgânica ^{8,23}. Posteriormente, resumem-se os parâmetros operacionais fundamentais no processo de lamas ativadas.

A tabela 3.3 resume as respetivas faixas de valores de parâmetros como a F/M, a idade de lamas e o tempo de retenção hidráulico, correspondentes aos diferentes regimes de tratamento no processo de lamas ativadas.

Tabela 3. 3 – Faixas de valores comumente associadas aos parâmetros carga orgânica mássica, idade de lamas e tempo de retenção hidráulico (adaptado de ⁹).

Regime de tratamento	F/M (kg CBO ₅ / kg MVS.dia)	Idade de lamas (dias)	TRH (h)
Alta carga	1,0-2,5	0,5-10	2,5-3,5
Média carga	0,2-05	3-10	5-14
Baixa carga	0,05-0,15	20-30	20-30

Nas lamas ativadas são frequentemente incluídos processos de nitrificação, remoção biológica de azoto e, ou remoção de fósforo, quando operados sob condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias. ^{2,23}

É importante referir que existem variantes ao processo “clássico” de lamas ativadas, nomeadamente valas de oxidação, SBR (Sequencing Batch Reactor), entre outros ².

3.4.3 Parâmetros operatórios do processo de lamas ativadas

Sendo o processo de lamas ativadas um sistema biológico complexo, referem-se alguns parâmetros que têm influência na sua eficiência, como a razão F/M, carga volúmica, tempo de retenção hidráulico, idade de lamas e IVL.

- **Carga orgânica mássica**

A carga orgânica mássica refere-se à relação entre a matéria orgânica (carga diária de substrato) e a biomassa (quantidade de microrganismos presentes no reator), denominada razão F/M e expressa em kg CBO₅/ kg MVS.dia ²³.

Caso este parâmetro atinja valores elevados indica excesso de substrato, o que resulta na redução da sua assimilação por parte dos microrganismos ²⁴. Tal ocorre porque a matéria orgânica não é degradada na sua totalidade, possibilitando o aumento de CBO no efluente final ²⁴. Contrariamente, a falta de substrato resulta numa razão F/M reduzida, em que predomina a fase de respiração endógena ²⁴. Razões reduzidas potenciam eficiências de remoção de CBO superiores, resultando num efluente de boa qualidade ²⁴.

- **Carga orgânica volúmica**

A carga orgânica volúmica consiste na quantidade de matéria orgânica por unidade de volume e por unidade de tempo, expressa em kg CBO₅/ m³.dia.

No processo de lamas ativadas, a presença de elevadas cargas orgânicas resulta numa diminuição da eficiência do processo que se traduzem em elevadas concentrações de CBO₅ no efluente tratado ².

- **Tempo de retenção hidráulico**

O tempo de retenção hidráulico (TRH) avalia o tempo médio que a água residual permanece no reator ⁷. É calculado através do quociente entre o volume do reator e o caudal afluente do sistema e expressa-se em horas.

- **Idade de lamas ou tempo de retenção de sólidos**

A idade de lamas ou tempo de retenção de sólidos (TRS) consiste no tempo médio de permanência dos microrganismos no reator biológico ⁷. É estimado através do quociente entre a massa de matéria em suspensão presente no reator (produto entre volume do reator e matéria em suspensão) e a massa de microrganismos removida do sistema por unidade de tempo (lamas em excesso), expressa em dias.

Este parâmetro deve manter-se constante, sendo por isso imprescindível controlar a extração de lamas em excesso através da purga de lamas. Para além disso, é fundamental em lamas ativadas pois afeta o volume do reator, a produção de lamas e o consumo de oxigénio ².

Uma idade de lamas reduzida é característica dos processos de alta carga e está associada a baixa concentração de sólidos suspensos no licor misto (MLSS) ⁷.

- **Índice volumétrico de lamas**

A sedimentação de lamas é avaliada pelo índice volumétrico de lamas (IVL) e apresenta uma elevada importância no funcionamento dos processos de lamas ativadas ². Este parâmetro corresponde ao volume ocupado por 1 grama de sólidos em suspensão totais contidos no líquido após 30 minutos de sedimentação numa proveta graduada de 1 L. Quanto maior o valor de IVL, menor a sedimentabilidade da lama ²⁴.

3.5 Remoção de nutrientes

A remoção de nutrientes das águas residuais em processos de tratamento resulta das preocupações ambientais, de saúde pública e económicas ⁷.

Os nutrientes são elementos químicos e compostos presentes no ambiente, indispensáveis para o desenvolvimento da fauna e flora ⁶. Em tratamento de águas residuais, mencionam-se o azoto e o fósforo como sendo os nutrientes responsáveis por causar eutrofização e hipoxia nos recursos hídricos, visto que são estes os principais nutrientes controladores do crescimento de algas e plantas ^{6,8}. Define-se eutrofização como sendo o processo onde meios aquáticos - rios, lagos, estuários - sofrem um crescimento excessivo de plantas em consequência do excesso de nutrientes, reduzindo o oxigénio dissolvido na água e podendo provocar a morte de outros organismos ⁶. Deste modo, o controlo de nutrientes é fundamental para manter a qualidade dos recursos hídricos ⁶.

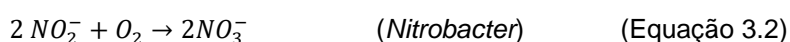
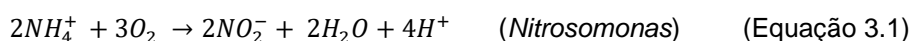
Independentemente dos objetivos do processo biológico (remoção de carbono, azoto ou fósforo) e de ser materializado através de biomassa fixa ou suspensa, ocorre sempre alguma remoção de nutrientes ²⁷. Atualmente, o processo de lamas ativadas é o mais utilizado na remoção de nutrientes, através da oxidação de azoto amoniacal (nitrificação), remoção de azoto (desnitrificação) e remoção de fósforo (por via biológica ou química) ^{7,8}. No entanto, a remoção biológica de azoto total (N_t) e fósforo total não ocorre simultaneamente, uma vez que o nitrato interfere com a absorção de fósforo e este não será removido até que o nitrato esteja presente ²⁸.

As formas de azoto mais comuns em águas residuais são azoto orgânico e azoto amoniacal ⁴. Relativamente ao fósforo, apresenta-se nas formas orto-fosfato, polifosfato e fosfato orgânico ⁸.

3.5.1 Nitrificação e Desnitrificação

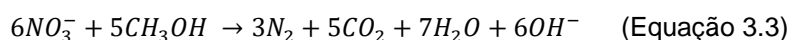
A nitrificação divide-se em duas fases e consiste no processo de conversão do azoto amoniacal (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-), realizada por microrganismos autotróficos ⁴. Primeiramente, o microrganismo autotrófico *Nitrosomonas* converte NH_4^+ em nitrito (NO_2^-) (equação 3.1) e em seguida, *Nitrobacter* converte o nitrito em nitrato (equação 3.2) ⁴. Porém, o processo de

nitrificação apresenta dificuldades, incluindo o facto das bactérias nitrificantes apresentarem inércia comparativamente aos organismos heterotróficos, por serem organismos autotróficos, isto é, obtêm energia necessária para o seu crescimento através da oxidação do azoto ⁷. Consequentemente, as populações de nitrificantes em lamas ativadas são reduzidas, podendo comprometer o processo de nitrificação no decorrer do tratamento ^{5,23}. Uma idade de lamas elevadas contribui para o aumento significativo destes organismos, proporcionando um contacto suficiente com as águas residuais de modo a garantir a máxima nitrificação ⁵. Por isso, comparativamente à oxidação carbonácea, a nitrificação prossegue a uma taxa 3-4 vezes mais lenta ⁵.



A inibição da taxa de nitrificação é causada por vários fatores ambientais, nomeadamente idade de lamas reduzida, concentrações de oxigénio dissolvido diminutas, baixas temperaturas, presença de compostos inorgânicos e orgânicos, pH extremo e deficiências de nutrientes essenciais ⁵. A nitrificação consome 7,1 g de alcalinidade (expressa em CaCO₃) por grama de azoto amoniacal oxidado a nitrato, podendo, no caso da alcalinidade no efluente ser insuficiente, ser comprometida ⁷. A faixa ótima de pH para potenciar a nitrificação varia entre 6,5 e 8 ⁷. Relativamente ao consumo de oxigénio, estima-se em cerca de 4,6 g de oxigénio por cada g de azoto amoniacal oxidado a nitrato no processo de nitrificação e uma concentração de oxigénio no reator na ordem de 2,0 a 4,0 mg/L ^{4,7}. Da mesma forma, o aumento da carga orgânica reduz substancialmente as taxas de nitrificação, devido à competição entre os organismos heterotróficos e as bactérias nitrificantes (autotróficos), que possuem taxas de crescimento mais elevadas ⁵.

Para remover o azoto da água residual, em quantidades significativas, é necessário ocorrer o processo de desnitrificação. Este consiste num processo anóxico baseado na conversão de nitrato (NO₃⁻) em azoto gasoso (N₂), que ocorre sob concentrações reduzidas ou nulas de oxigénio dissolvido, de acordo com a equação 3.3 ^{8,29}. O nitrato proveniente da nitrificação, através da recirculação, funciona como aceitador de eletrões (fonte de oxigénio) ⁵. Sendo as bactérias heterotróficas facultativas, os organismos responsáveis pelo processo de desnitrificação, nomeadamente *Pseudomonas* ^{5,8}. Por outro lado, os microrganismos também utilizam a CBO₅ como fonte de carbono para realizar aquela conversão ^{8,24}.



Uma vez que o azoto em águas residuais se encontra na forma de azoto orgânico ou amoniacal, a desnitrificação geralmente ocorre em conjunto com a nitrificação ²⁹. A desnitrificação ocorre na

zona anóxica do reator biológico, proporcionando uma economia significativa dos consumos energéticos, dado que apenas é necessário manter o efluente em suspensão através de misturadores mecânicos ⁸. Para além disso, as zonas anóxicas melhoram a capacidade de sedimentação do licor misto e auxiliam no controlo do crescimento bacteriano e filamentoso ⁸.

O processo de desnitrificação é diminuído, quando sujeito a temperaturas reduzidas devido à sua sensibilidade às variações de temperatura ⁷. Assim, em climas mais frios, a idade de lamas deve ser ajustada para garantir a desnitrificação adequada ⁷.

Nesta conversão dá-se a produção de azoto gasoso que é libertado da solução, originando um decréscimo no azoto presente no sistema ⁷.

O processo de remoção de azoto ocorre juntamente com todos as operações e processos biológicos existentes em tratamento de águas residuais, como representado pela figura 3.3.

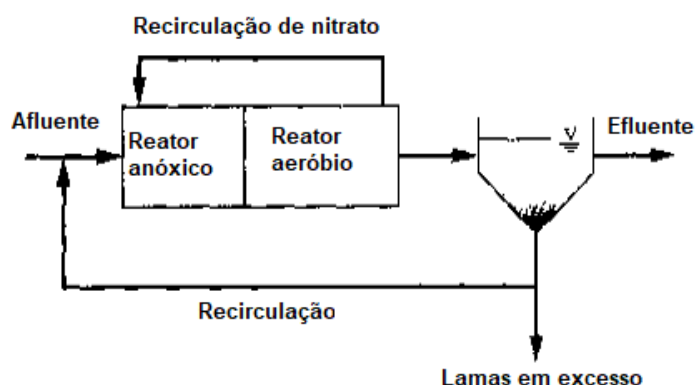


Figura 3. 3 - Diagrama esquemático do processo biológico de nitrificação/desnitrificação (adaptado de ²).

3.5.2 Remoção de fósforo

✓ Biológica

A remoção biológica de fósforo depende fundamentalmente da capacidade da bactéria *Acinorobacter spp.* para libertar o fosfato sob condições anaeróbias e absorvê-lo quando sujeita a condições aeróbias ⁸. A figura 3.4 apresenta um diagrama esquemático da remoção biológica de fósforo. Tal processo ocorre somente sob condições totalmente anaeróbias, na ausência de qualquer dador de oxigénio, razão pela qual a remoção de fósforo e de azoto não ocorre simultaneamente pois o nitrato interfere com a absorção de fósforo ²⁸. A remoção biológica de fósforo dá-se da seguinte forma: sob condições anaeróbias, a matéria orgânica transforma-se em ácidos gordos voláteis, sendo estes armazenados como poli-hidroxilo (PHB); sob condições aeróbias, o PHB armazenado é oxidado e a energia é libertada, permitindo a assimilação de orto-fosfato solúvel; o orto-fosfato é metabolizado pela célula e as quantidades em excesso são

armazenadas na célula como polifosfato ⁸. Este armazenamento em excesso de fosfato é denominado “absorção de luxo” de fósforo, e resulta do facto da energia libertada associada à oxidação aeróbia dos PHB ser substancialmente superior à energia utilizada no reator anaeróbio para armazenar os PHB ^{8,27}.

A remoção biológica de fósforo, geralmente, funciona em combinação com a oxidação de matéria orgânica, onde os microrganismos devem ser expostos alternadamente a condições aeróbias e anaeróbias ²⁹.

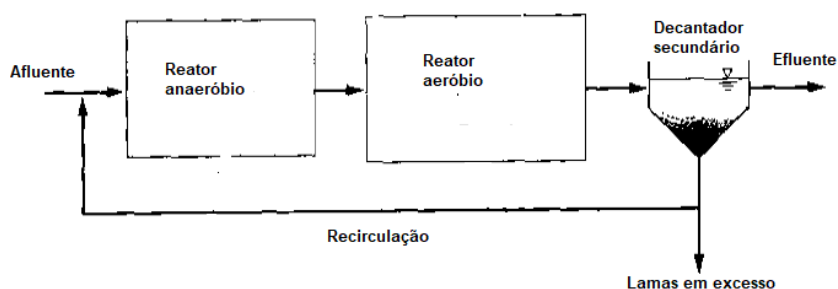


Figura 3. 4 – Representação esquemática do processo biológico de remoção de fósforo (adaptado de ²).

✓ Química

A remoção de fósforo de águas residuais através de precipitação química é o processo mais utilizado em tratamento de AR, sendo materializado através da adição de sais metálicos de ferro (cloreto férrico), alumínio (sulfato de alumínio) ou cal (hidróxido de cálcio)^{6,28}. Para a seleção do reagente a dosear devem ser tomadas em consideração algumas variáveis, nomeadamente o pH ótimo, que limita a solubilidade do reagente e potencia a ocorrência de precipitações ²⁸. Deste modo, face ao pH comumente associado às águas residuais urbanas que é, normalmente, superior a 7, o Cloreto Férrico é o reagente que permite a obtenção de melhores resultados. Por outro lado, o sulfato de alumínio origina um floco menos denso, depositando-se mais lentamente no processo, diferenciando-se da cal onde o pH pode interferir com outros processos, originando mais lamas e maiores dificuldades no controlo de pH com o efluente ²⁸. Os reagentes químicos podem ser doseados em vários pontos de adição, nomeadamente: previamente à decantação primária, no tratamento biológico ou anteriormente à decantação secundária ⁸. Para que a remoção de Fósforo seja mais eficaz, todas as formas de fósforo presente nas águas residuais deverão ter sido previamente convertidas em ortofosfato, que sucede durante tratamento aeróbio ⁸.

3.6 Valas de oxidação

3.6.1 Origem do processo de tratamento

No decorrer dos anos 50, na Holanda, foi desenvolvida a vala de oxidação de acordo com os princípios de Pasveer, designada como processo de tratamento de fácil operação, com o objetivo de proporcionar tratamento de águas residuais às comunidades mais reduzidas, com custo idêntico ao de populações de maior dimensão ^{22,30}. A instalação da primeira vala de oxidação ocorreu em 1954, na Holanda, e posteriormente na década de 60 nos Estados Unidos, com tendência crescente de instalações em todo o mundo, nomeadamente nos Estados Unidos ^{9,30}.

3.6.2 Descrição

As valas de oxidação possibilitam a existência de várias configurações e modos de operação, adaptando-se em função das necessidades do projeto, aplicáveis a qualquer situação em que o processo de lamas ativadas seja adequado ³⁰. Este processo de tratamento é eficiente em instalações de pequena dimensão, população reduzida e terrenos isolados, uma vez que requer uma área maior comparativamente às estações de tratamento convencionais ³¹.

As valas de oxidação são um processo de tratamento biológico de lamas ativadas, frequentemente operado em arejamento prolongado, diferenciando-se pela geometria do reator, frequentemente com profundidades entre 1,0 e 3,5 m ^{5,9,30}. Estas podem apresentar praticamente qualquer configuração, seja ela única ou multicanal, desde que em circuito fechado, sendo as mais comuns as formas circular ou oval ³⁰. Para além disso, também podem apresentar formas como ferraduras ou "ell", dependendo do local a ocupar, independentemente da secção transversal ser retangular ou trapezoidal ^{5,30}. A figura 3.5 apresenta as configurações típicas em valas de oxidação.

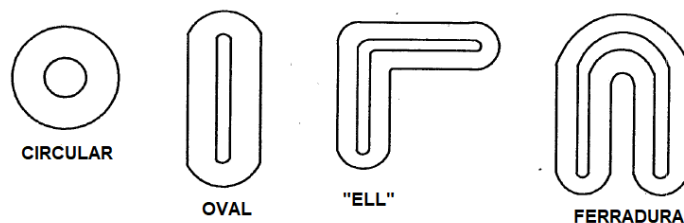


Figura 3. 5 - Configurações possíveis em valas de oxidação (adaptado de ⁹).

A configuração monocanal opera em arejamento prolongado e é mais utilizada comparativamente à configuração multicanal ⁹. Esta última tem capacidade para fornecer flexibilidade para determinadas aplicações, através dos múltiplos canais concêntricos, para além de dividir a vala em canais com um tamanho capaz de minimizar turbulências e curto circuitos ³⁰. As valas de oxidação podem assumir configuração multicanal e serem projetadas em vários canais concêntricos interligados, de modo a produzir um percurso de tratamento, em formato oval ou circular, com fluxo de canal unidirecional, originando no interior das valas uma área denominada “ilha” ³⁰. Essa área, por vezes possibilita uma utilização como decantador secundário (figura 3.6), por forma a economizar a área ocupada pelo projeto e usufruindo do conceito de “parede comum” (reduz custos de construção) ³⁰. Noutros casos esse espaço é reduzido em largura para uma única parede divisória ³⁰.

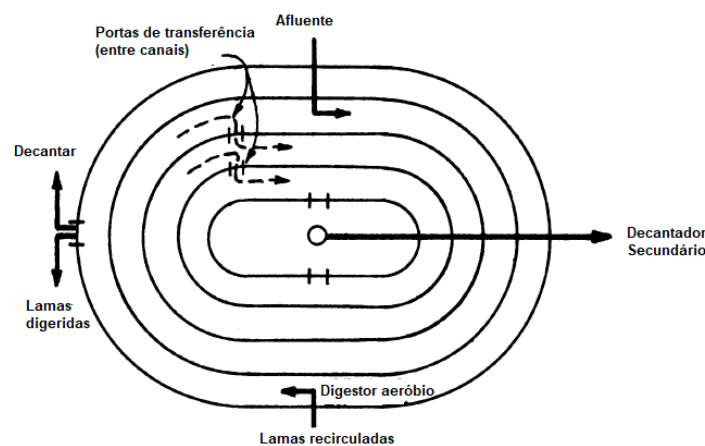


Figura 3. 6 - Representação esquemática de vala de oxidação com múltiplos canais concêntricos (adaptado de ³⁰).

O processo de valas de oxidação consiste numa modificação do processo de lamas ativadas, recorrendo a idade de lamas mais elevadas, resultando num processo mais estável para o tratamento de efluentes em que ocorram variações de carga orgânica ^{30,31}. São responsáveis por operar a uma idade de lamas de, pelo menos, 20 dias e são frequentemente dimensionadas para garantir um tempo de retenção hidráulico de 18 a 24 horas, proporcionando proteção contra choques hidráulicos, garantindo igualmente elevados níveis de tratamento, para além de uma produção de lamas reduzida ^{7,12}.

A vala de oxidação pode ser considerada um processo de lamas ativadas em mistura completa em relação à carga orgânica, fornecido pelo estreito e longo canal de arejamento ³⁰. De modo inverso, o perfil de OD tem tendência para variar expressivamente quer vertical, quer longitudinalmente, o que se revela fundamental quando considerada a remoção de azoto ³⁰. Os níveis de OD dependem da capacidade de transferência de oxigénio dos arejadores e das necessidades de oxigénio exercidas pela reação bioquímica ³². Sendo maioritariamente

consumido através da oxidação de matéria carbonácea e azoto amoniacal, bem como para respiração endógena bacteriana ³².

O elevado volume do tanque de arejamento garante equalização, quando a ETAR é sujeita a variações significativas nas condições de afluência, quer quantitativas, quer qualitativas, para além de limitar as variações na concentração de oxigénio, produzindo um efluente de boa qualidade ^{2,30}. Em volumes reduzidos ocorrem, geralmente, variações de carga orgânica e hidráulica mais significativas ³⁰.

O processo de valas de oxidação é precedido por pré-tratamento e, porque opera normalmente em regime de baixa carga, não possui decantação primária ⁹. O afluente à vala advém da mistura do caudal recirculado proveniente do decantador secundário e do efluente orgânico originário do pré-tratamento, sendo essa mistura no reator agitado através de dispositivos mecânicos, localizados em um ou mais pontos ao longo do circuito, vertical ou horizontalmente, que para além de arejarem as águas residuais, são responsáveis por produzirem fluxo direcional ^{5,7,9}. A carga afluente, que não sofre qualquer tipo de equalização, é responsável por variações de OD na vala (sob condições de arejamento constantes e condições variáveis de carga afluente), uma vez que o nível de oxigénio depende fundamentalmente da matéria biodegradável e da concentração de nutrientes ⁹.

O arejamento é responsável pelo aumento da concentração de OD no reator, mas, no entanto, é recorrente a redução do nível de oxigénio ao longo do tratamento, devido ao consumo por parte da biomassa, criando zonas aeróbicas e anóxicas ao longo da vala ³⁰. A definição do perfil longitudinal de oxigénio na vala de oxidação é definida em função da intensidade de arejamento, dificultando a identificação de zonas aeróbicas e anóxicas separadamente, sendo por isso fundamental a sua distribuição uniforme ao longo da vala ³³. Ocasionalmente, quando sujeita a velocidades reduzidas a vala sofre um aumento de volume de biomassa filamentosa, provocando IVL elevados, ou seja, sedimentação deficiente de lamas ^{10,11}.

Em valas de oxidação não está normalmente prevista adição de produtos químicos, exceto na remoção de fósforo onde podem ser adicionados sais metálicos ⁹.

A figura 3.7 representa esquematicamente uma vala de oxidação.

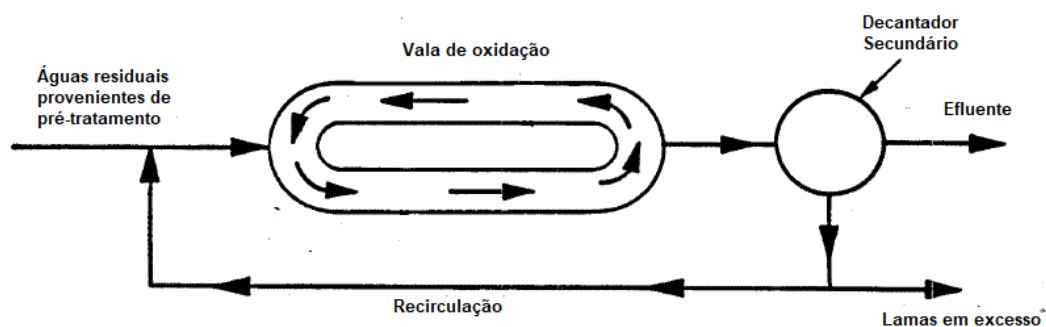


Figura 3. 7 – Representação esquemática de tratamento da fase líquida com recurso a uma vala de oxidação (adaptado de ⁹).

3.6.3 Remoção de nutrientes em valas de oxidação

Apesar do objetivo principal das valas de oxidação ser a remoção de carga orgânica, as condições do regime operacional do reator permitiam a ocorrência de nitrificação, derivado do regime de baixa carga operado, para remoção elevada da matéria carbonácea ^{9,32}. Em consequência e, também, devido à preocupação atual com as descargas de nutrientes para os cursos de água, a generalidade das valas de oxidação existentes garantem a remoção biológica de azoto, através da modificação da sua conceção, isto é, incluindo zonas anóxicas e aeróbias ⁹.

As valas de oxidação são capazes de produzir efluentes de boa qualidade, no que diz respeito a CBO e remoção de sólidos, no entanto a remoção de azoto é variável, tendo em conta as condições a que as bactérias nitrificantes e desnitrificantes estão expostas ³⁴.

A remoção de azoto neste processo ocorre de forma distinta dos processos convencionais de lamas ativadas, devido à geometria do reator, modo de arejamento e recirculação interna, para além da dificuldade em, por vezes, materializar as zonas anóxicas ³⁵. No entanto, como o volume das valas é, normalmente, duas a quatro vezes superior ao necessário para que ocorra nitrificação, contribui para a existência de zonas anóxicas ¹⁰. De acordo com ³⁶, Heide e Pasveer mostraram que a materialização de zonas anóxicas nas valas de oxidação permite o controlo de IVL, devido à elevada taxa de recirculação de água residual que ocorre permanentemente entre as zonas aeróbias e as zonas anóxicas. Estas zonas são definidas com base no perfil de oxigénio, sendo este regulado, pelo tipo e intensidade de arejamento, dificultando por isso a definição de zonas aeróbias e anóxicas separadamente ³⁵. A localização e a dimensão das zonas anóxicas dependem de alguns fatores, como a carga afluente e a velocidade da água, assim como do controlo de OD na vala de oxidação ^{10,11}.

A remoção de azoto pode atingir valores da ordem de 80% (isto é, valores idênticos aos que se obtêm em processos convencionais), caso sejam proporcionadas zonas com diferentes concentrações de oxigénio, designadamente zonas ricas em oxigénio (aeróbias) e zonas de reduzidas concentrações de oxigénio (anóxicas) ¹².

A remoção de azoto através da criação de zonas anóxicas/aeróbias requer o controlo de OD a partir da medição desse parâmetro ¹¹. À medida que concentração de OD se esgota são potenciadas zonas anóxicas, em que o nitrato é utilizado no lugar do OD para remover azoto das águas residuais ¹¹. Outra abordagem possível para a remoção de azoto em valas de oxidação é a instalação de um reator anóxico externo à vala, geralmente em conjunto com a recirculação do licor misto da zona aeróbia, capaz de promover elevados níveis de desnitrificação em função da taxa de recirculação ^{2,11,31}.

Como já referido, o nível de oxigénio depende fundamentalmente da carga orgânica biodegradável e da concentração de nutrientes. Deste modo, quando sujeito a picos de carga, o arejamento deve ser suficiente para fazer face às necessidades, e, na situação oposta, perante cargas afluentes reduzidas, o arejamento torna-se excessivo, o que origina instabilidade no desempenho da remoção de azoto ³⁵. Assim, a eficiência de remoção de azoto, varia entre 60 a 95% em função do desempenho e controlo do arejamento ¹¹.

Para remover azoto em valas de oxidação através de nitrificação/desnitrificação, ou são proporcionadas zonas aeróbias e anóxicas ou o arejamento é alternado recorrendo a arejadores de superfície potenciando o arejamento intermitente ^{2,37}. A operação on/off na vala de oxidação pode ser usada para melhorar o desempenho da remoção de azoto ¹⁰. O conteúdo da vala deve ser suficientemente misturado durante a ausência de arejamento, caso contrário sedimenta na vala e pode resultar em fermentação anaeróbia, que posteriormente pode originar num consumo elevado de oxigénio prejudicial ao processo de nitrificação ³⁷. A remoção de azoto, materializada deste modo, requer um mecanismo de controlo de OD que inclua a sua medição e meios que permitam variar o fornecimento de energia pelo arejador ^{2,11}. Por outro lado, deve ser definido o período em que o reator funciona como anóxico e aeróbio, de modo a procurar controlar o desempenho do tratamento por parte do processo de tratamento. Os sistemas de arejamento intermitente operam, frequentemente, com idade de lamas na ordem de 18 a 40 dias e tempos de retenção hidráulica de 16h ².

A realização de dois ciclos on/off por dia permite produzir um efluente com níveis de azoto inorgânico inferiores a 10 mg/L ¹⁰. Um eventual aumento do número de ciclos não garante um aumento significativo na eficiência de remoção de azoto ¹⁰. Por outro lado, caudais afluentes significativos e elevados níveis de NH_4^+ no decorrer do ciclo off, acarretam efeitos negativos quer no desempenho quer na eficiência de remoção de azoto ¹⁰.

3.6.4 Importância da velocidade horizontal em valas de oxidação

A velocidade horizontal em valas de oxidação, conseguida através de equipamentos de mistura e arejamento, deve ser mantida dentro de uma faixa de valores, conduzindo a um efeito benéfico significativo nas taxas de transferência de oxigénio e na eficiência das valas de oxidação ^{13,38}. Os equipamentos devem assegurar velocidades entre 0,25 e 0,60 m/s de modo a criar turbulência, manter a biomassa e sólidos em suspensão e garantir o desempenho da vala ^{10,13}. Para além de que, a não conformidade com esses valores, sob concentrações de oxigénio não limitantes, pode limitar o processo de desnitrificação ¹³.

É fundamental garantir uma velocidade mínima de 0,25 m/s, por forma a evitar a sedimentação dos sólidos no fundo da vala, não devendo, por outro lado, ultrapassar 0,60 m/s, para evitar erosão excessiva, ressalto hidráulico ou outros fenómenos indesejáveis ¹³. Sob baixas velocidades, é frequente a ocorrência de elevadas concentrações locais de OD, que originam elevadas perdas energéticas ³⁹. Deste modo, propõe-se uma velocidade horizontal operacional ótima entre 0,30 e 0,35 m/s, para garantir as melhores condições de mistura e arejamento apesar da velocidade, na maioria das vezes, se encontrar na faixa entre 0,25 e 0,35 m/s ^{13,40}.

Valas de oxidação com velocidades superiores a 0,5 m/s originada por arejadores possuem um comportamento que se assemelha ao de um tanque de arejamento convencional ³³. Nesse caso, resultante da alta velocidade, a taxa de remoção de nitrato (desnitrificação) é inferior comparativamente à remoção de azoto amoniacal (nitrificação), resultando numa reduzida remoção de azoto em consequência da diminuição do volume de zonas anóxicas ³³. Dessa forma, ambos os processos indispensáveis à remoção de azoto são afetados, para além da transferência de oxigénio dos arejadores em resultado de velocidades excessivamente elevadas ^{33,41}.

A velocidade pode não só afetar a sedimentação das lamas, como o tempo do ciclo hidráulico da vala de oxidação, a fração do tempo de permanência nos ambientes aeróbio e anóxico, o oxigénio dissolvido, a matéria orgânica e, diretamente, a distribuição da concentração de lamas ⁴². Por outro lado, também é um reflexo direto de perturbação na vala, desempenhando um papel relevante na forma e tamanho do floco, comprometendo o processo simultâneo de nitrificação/desnitrificação ⁴².

A velocidade medida junto das paredes do tanque e do fundo têm tendência a ser próximas de zero ³⁸. Assim, é fundamental ter em conta distâncias mínimas do fundo e parede do reator aquando da realização de medições, de modo a não influenciar os resultados obtidos ³⁸. Para além disso, a velocidade sofre alterações no decorrer do tempo em praticamente todas as partes do reator, alterando-se até mesmo quando se observa em diferentes pontos ³⁸. Essa variação de velocidade em qualquer ponto num tanque é geralmente definida como uma média de tempo ³⁸.

É fundamental o posicionamento adequado dos equipamentos, por forma a garantir um bom desempenho em relação à mistura e ao arejamento, e evitar os efeitos do fluxo em espiral (recorrentes em valas de oxidação equipadas com arejamento difuso), responsáveis por reduzir a capacidade de transferência e eficiência ⁴³. Os fluxos em espiral, muitas vezes potenciados pela combinação de arejamento por ar difuso de bolha fina com fluxos de ar elevados e tanques profundos, podem ser dominados a partir de velocidade horizontal elevadas originadas por agitadores submersíveis capazes de quebrar a cortina de bolhas gerada pelos difusores ^{38,43,44}. O número crítico de Froude, em valas de oxidação, deve exceder o valor de 0,3, para eliminar estes fenómenos, garantir altas taxas de transferência de oxigénio e mistura ⁴³.

O desempenho de arejamento pode ser descrito em função do caudal, do coeficiente de transferência de oxigénio (K_La) e do volume do tanque ⁴⁵. Para a mesma K_La , a vala de oxidação sofre alterações no perfil de OD quando sujeita a variações de velocidade horizontal, enquanto sob velocidades elevadas obtém-se um perfil de OD mais plano ¹³. A concentração de OD no efluente aumenta com o aumento da velocidade horizontal, consequentemente afetando os processos de nitrificação/desnitrificação ¹³. Logo, para alcançar a eficiência máxima de remoção de azoto deve ser considerada a relação entre a entrada de oxigénio e a velocidade horizontal, nomeadamente através da operação do arejador (velocidade e/ou profundidade de imersão) ¹³.

A taxa de consumo de oxigénio (OUR) aumenta com cargas crescentes, sendo sempre menor na zona anóxica comparativamente à zona aeróbia ³³. De acordo com os resultados obtidos em ³³, existe uma forte influência da carga e velocidade na OUR e OD.

Pelo facto de transmitir velocidade horizontal à vala de oxidação através de equipamentos mecânicos requerer dispêndio de energia, a solução para economizar energia recai sobre a dissociação dos efeitos da velocidade horizontal e entrada de oxigénio, como por exemplo, utilizar difusores de ar e bombas de recirculação de fluxo em substituição dos arejadores mecânicos ¹³. No entanto, os autores afirmam que a viabilidade dessa solução necessita de mais investigação ¹³.

3.6.5 Tipos de valas de oxidação

As valas de oxidação apresentam variações do sistema original, tais como Carrossel, Orbal, entre outros ⁴⁶. Em seguida apresentam-se estes dois tipos de valas de oxidação e respetivas descrições.

➤ Carrossel

As valas de oxidação “Carrossel” têm capacidade para tratar águas residuais domésticas na ausência de decantador primário ⁹. São economicamente viáveis para ETAR que servem até 500 000 de população equivalente ⁴⁷. Nos Estados Unidos, a maioria dos sistemas carrossel é operado em arejamento prolongado, a que estão associadas idades de lamas entre 20 a 30 dias ⁹. As idades de lamas elevadas permitem que o processo absorva variações hidráulicas

significativas, choques tóxicos e picos de carga e de caudal afluente ao longo do dia, para além de potenciar a nitrificação completa ⁹. Do ponto de vista do regime hidrodinâmico, o sistema “Carrossel” corresponde a um conjunto de secções de mistura completa com diferentes concentrações de OD ⁴⁸. Este sistema difere dos outros, para além da profundidade de 4-5 metros, devido ao tipo de arejadores utilizados que, neste caso, são arejadores verticais instalados nas curvas de configuração da vala que conferem para além de oxigénio, velocidade horizontal ao canal por ação centrífuga ^{9,47,48}. A velocidade do fluxo é garantida nos canais através da ação de bombeamento dos arejadores, conseguida através do posicionamento alinhado das paredes divisórias com os arejadores, para que o licor misto seja bombeado para montante da zona de arejamento ⁹. Na zona de arejamento, o licor sofre mistura e é forçado a entrar no canal a jusante ⁹.

Relativamente à remoção de nutrientes, este sistema é responsável por produzir um efluente com qualidade satisfatória ³⁴.

A figura 3.8 ilustra um sistema de vala de oxidação do tipo Carrossel.

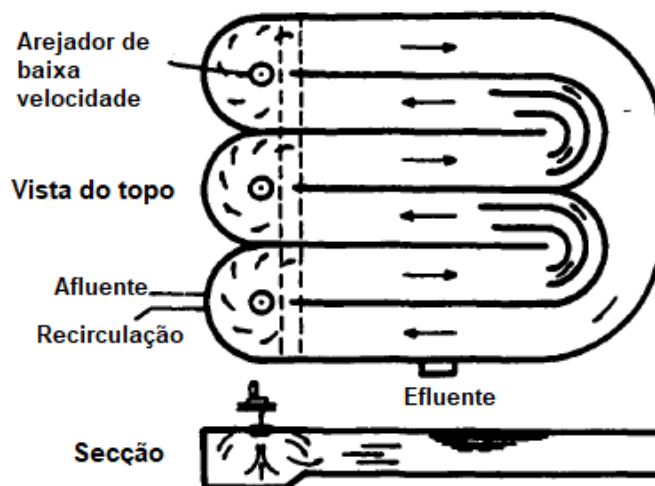


Figura 3. 8 – Representação esquemática de uma vala de oxidação Carrossel (adaptado de ⁶¹).

➤ Orbal

O sistema Orbal consiste em três canais de forma oval, concêntricos, ligados em série, embora dois deles possam ser utilizados para caudais reduzidos ⁹. Nos Estados Unidos, a maioria dos sistemas Orbal são operados em regime de arejamento prolongado, com idades de lamas que variam entre 20 e 38 dias, favoráveis ao processo de nitrificação ⁹. O arejamento no sistema Orbal diferencia-se do sistema “Carrossel”, pois é materializado através de discos de arejamento

e é através da rotação dos mesmos que se controla a velocidade na vala ⁹. A concentração de OD aumenta gradualmente do canal externo para o interno ⁹. É no canal exterior onde ocorre a maior parte do processo de remoção de azoto, contrariamente aos restantes canais em que se apresentam maiores concentrações de oxigénio, mas apenas garantem a remoção de CBO₅ e amónio remanescentes no processo ⁴⁹.

Na figura 3.9 apresenta-se um diagrama esquemático da vala de oxidação do tipo Orbal.

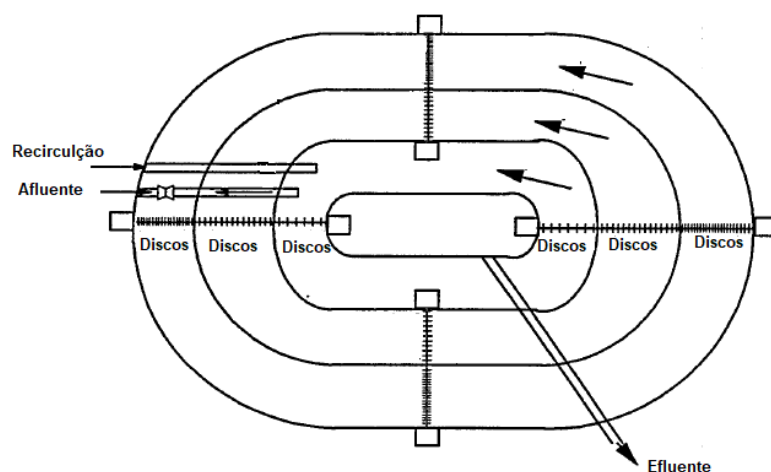


Figura 3. 9 – Representação esquemática de uma vala de oxidação do tipo Orbal (adaptado de ⁹).

Um sistema Orbal a operar a arejamento prolongado, é capaz de atingir taxas de remoção de azoto e fósforo na ordem dos 80% e concentrações de azoto amoniacal no efluente de 1 mg/L ⁹.

Na tabela 3.4 resumem-se algumas configurações de tipos valas de oxidação, dois deles descritos anteriormente.

Tabela 3. 4 - Tipos de valas de oxidação e respetivas características (adaptado de ⁹).

Configuração	Método de arejamento	Decantador utilizado
Carrossel	Arejadores mecânicos de superfície	Externo
Orbal	Discos	Externo
Vala de oxidação “total barrier”	“draft tube”	Externo
“Closed loop reactor”	Rotor de escova	Externo

3.6.6 Vantagens e desvantagens

As valas de oxidação são processos de tratamento biológico que permitem a obtenção de elevados desempenhos e que, na generalidade, apresentam como características principais a facilidade de operação, baixa produção de lamas altamente estabilizadas, ocorrência de nitrificação/desnitrificação num único tanque, produzindo um efluente de alta qualidade ^{5,10}.

A tabela 3.5 resume as principais vantagens e desvantagens representativas das valas de oxidação.

Tabela 3. 5 - Vantagens e desvantagens das valas de oxidação (adaptado de ^{2,31}).

Vantagens	Desvantagens
Capacidade de atingir objetivos de eficiência de remoção com baixos requisitos operacionais e custos de manutenção	Requer área relativamente elevada, acarretando custos de aquisição elevados
Elevados tempos de retenção hidráulicos e mistura completa, minimizando o impacto de choque hidráulico	Elevadas concentrações de sólidos em suspensão comparativamente a outros sistemas de lamas ativadas
Custos energéticos inferiores aos praticados em outros processos de tratamento biológicos	
Menor produção de lamas comparativamente a outros processos biológicos	
Adaptável à remoção de nutrientes, como azoto e fósforo	

Este processo requer uma maior área, no entanto, os custos associados à sua construção são relativamente reduzidos, tendo como vantagem a frequente ausência de tratamento primário ⁵. Para além do uso em tratamento de águas residuais, as valas de oxidação também são bastante utilizadas em tratamento de laticínios e outras atividades industriais (mesmo que contenham fenóis, tiocianetos ou mesmo cianetos), em que são necessários elevadas idades de lamas ^{5,50}.

3.7 Arejamento e mistura

3.7.1 Importância de arejamento e mistura

São diversos os equipamentos utilizados para fornecer mistura e arejamento às valas de oxidação, apresentando como funções o fornecimento de oxigénio às águas residuais e velocidade horizontal à vala, estando por isso diretamente relacionados ao desempenho biológico ^{11,30,33}.

O processo de mistura é responsável por garantir contacto dos microrganismos com a água residual afluyente e transporte do oxigénio para o licor misto, de modo a promover o crescimento microbiano ³¹.

O oxigénio dissolvido é fornecido através de arejadores, desempenhando uma elevada importância na respiração dos microrganismos existentes no processo de lamas ativadas, nomeadamente no tanque de arejamento, uma vez que o processo depende fortemente da atividade dos microrganismos aeróbios ⁸. O fornecimento de oxigénio em excesso ao processo biológico originará eficiências reduzidas de remoção e dificuldades na sedimentação de lamas, provocando o crescimento de bactérias filamentosas ³³.

O arejamento é uma operação de elevada importância em variados processos de tratamento de águas residuais, utilizado nomeadamente em lagoas arejadas, lamas ativadas, biofiltros, entre outros ²⁴. Igualmente utilizado em tratamento de lamas, designadamente digestores aeróbios ²⁴.

Comparativamente aos sistemas convencionais de arejamento prolongado, as valas de oxidação requerem menor dispêndio de energia quanto ao arejamento e mistura ².

A quantidade máxima de oxigénio nas águas residuais é dependente das condições do processo, não sendo adequadas nem concentrações demasiado elevadas de oxigénio, nem concentrações muito reduzidas ^{7,8}. Os flocos quando sujeitos a concentrações de oxigénio elevadas não se acumulam nem se depositam, originando desnecessários acréscimos de custos resultantes do aumento do consumo energético ^{7,8}. Perante baixas concentrações os organismos filamentosos têm tendência a ser favorecidos possibilitando um aumento de lamas, para além de, eventualmente, proporcionar a diminuição do metabolismo dos microrganismos e a eficiência do processo ^{7,8}. Assim, é fundamental o controlo da concentração de OD no tratamento de águas residuais, por forma a garantir o fornecimento de oxigénio necessário para suprimir a necessidades respiratórias da biomassa, para além de a manter em suspensão e garantir uma concentração entre 1 e 2 mg/L de OD no licor misto ^{5,7,8}.

De salientar que, teoricamente, a quantidade de oxigénio fornecido deverá corresponder à quantidade de oxigénio requerida pelos microrganismos para oxidar a matéria orgânica no processo de lamas ativadas ². No entanto, na prática, como a eficiência de transferência de oxigénio gás-líquido é relativamente baixa então apenas uma parte do oxigénio fornecido é utilizado pelos microrganismos ².

3.7.2 Arejamento (mecânico e por ar difuso) e agitadores

A seleção do sistema de arejamento depende das necessidades de operação e manutenção, do custo dos equipamentos e acessórios e das características das águas residuais ⁴.

O fornecimento de oxigénio pode ser conseguido através de 3 formas:

- Agitação mecânica;
- Difusão submersa, através de difusores de ar;
- Combinação de sistemas mecânicos e difusos ⁸.

O arejamento e a mistura no tanque de arejamento podem ser obtidos através de arejamento mecânico, isto é, por intermédio de arejadores de superfície com eixo vertical ou horizontal, ou através da difusão de ar (figuras 3.10 e 3.11) ⁵. Os arejadores de eixo vertical constituem o método de arejamento mais utilizado, nomeadamente em tratamento de águas residuais domésticas e industriais, independentemente da dimensão da população ⁵. Os arejadores de superfície são tipicamente instalados em pontes, plataformas ou flutuadores e recorrem a lâminas ou palhetas que giram em torno de um eixo vertical ou horizontal, situados à superfície ou perto da superfície do líquido no tanque de arejamento, produzindo turbulência e pulverização que resulta em maior movimento e transferência de oxigénio ^{5,7}. A totalidade dos arejadores operam na faixa de velocidade de rotação entre 50 e 110 rpm e com uma profundidade de imersão variável, possibilitando alguma variação de nível dentro da vala ³⁰.

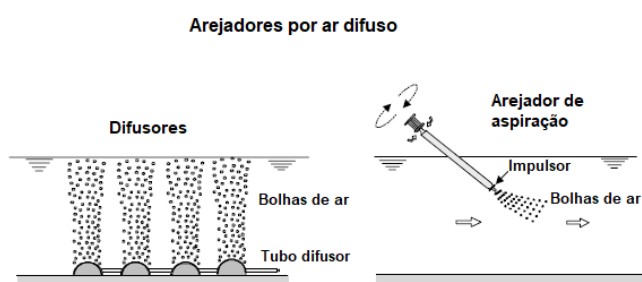


Figura 3. 10 - Tipos de arejamento por ar difuso (adaptado de ²⁴).

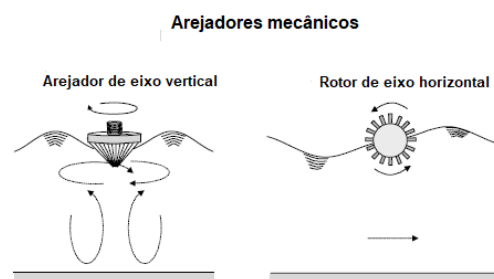


Figura 3. 11 - Tipos de arejamento mecânico (adaptado de ²⁴).

O arejamento por ar difuso é bastante utilizado no tratamento de águas residuais industriais e domésticas pelo processo de lamas ativadas ⁵. Este método consiste no fornecimento de oxigénio diretamente à água residual através de ar bombeado sob pressão para o tanque de arejamento, por intermédio de um fluxo de bolhas libertadas por vários difusores ⁵.

Os arejadores de superfície de eixo vertical ou difusores de ar são amplamente utilizados em sistemas convencionais e de alta carga, enquanto os arejadores de superfície de eixo horizontal

são usados para sistemas de arejamento prolongado, mais especificamente nas valas de oxidação ⁵. Nos últimos anos, o arejamento por ar difuso tem apresentado uma tendência crescente na generalidade de novos projetos de lamas ativadas, independentemente da dimensão do reator biológico ⁵. A taxa do arejador é controlada a partir da variação da velocidade ou da profundidade de imersão do arejador ⁵.

Em valas de oxidação são frequentemente utilizados agitadores de rotor horizontal (figura 3.12), originando a velocidade horizontal que movimenta a água residual em torno da vala e fornece velocidade suficiente para manter os sólidos em suspensão, para além de agitar a superfície do líquido responsável por criar um ressalto hidráulico eficaz na transferência de oxigénio ⁷.

Para obter a mistura do reator biológico, a combinação de dispositivos de mistura horizontais ("banana blade") e arejadores podem resultar numa economia significativa de energia ⁷. Outra combinação possível são agitadores submersíveis e arejamento difuso, caracterizados por uma maior eficiência de arejamento padrão (SAE), elevadas taxas de transferência de oxigénio, mistura independente de dispositivos de arejamento, sistema completamente submerso com baixa necessidade de manutenção e eliminação da formação de aerossol das peças rotativas na superfície do líquido ⁴³.

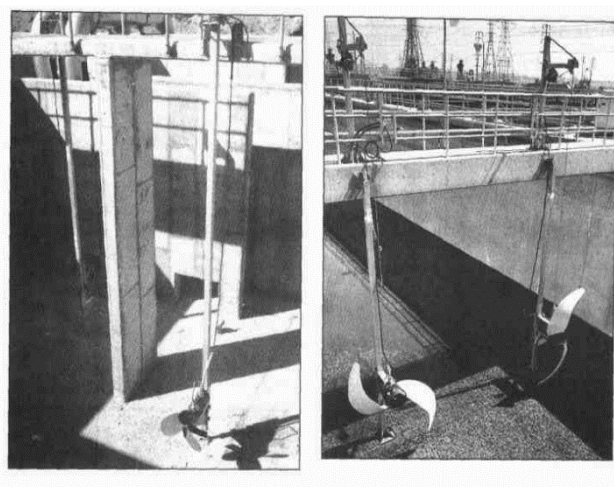


Figura 3. 12 - Equipamentos de mistura horizontal (adaptado de ²).

Nos reatores biológicos, a operação de mistura nos compartimentos anóxicos e anaeróbios surge através de agitadores submersos, possibilitando a suspensão dos sólidos sem romper a superfície da água e sem introduções excessivas de energia ⁷.

A separação dos processos de mistura e arejamento apresenta como principais vantagens em sistemas convencionais as seguintes:

- Maior remoção de azoto;
- Maior flexibilidade e facilidade de controlo em alguns parâmetros, nomeadamente fornecimento de oxigénio e mistura do conteúdo do reator;
- Menor consumo energético ³⁷.

3.8 Gestão energética nas ETAR

3.8.1 Generalidades

Numa ETAR os custos energéticos representam uma parte significativa dos custos de operação ⁵¹. Para garantir o cumprimento das metas estabelecidas no Pacote Clima-Energia 2020, é fundamental reduzir emissões de gases com efeito de estufa (GEE) e o aquecimento global, para além de garantir a eficiência energética. Uma vez que a principal fonte de energia em ETAR é a energia elétrica, também o seu consumo energético gera preocupação, acarretando um desafio ambiental e económico para as sociedades atuais ^{52,53}.

Estima-se que o consumo total de eletricidade nas estações de tratamento representa cerca de 1% do consumo energético anual de um país ⁵². O consumo energético nas ETAR varia em função do país, mas particularmente da dimensão, das características da água residual, requisitos de bombagem, objetivos de efluente, tipo de tratamento e processos, bem como práticas e procedimentos de operação e manutenção ⁵¹. Em Portugal cerca de 25% da totalidade dos custos da ETAR são relativos a custos energéticos ⁵¹. Na maioria dos países, o desempenho energético em ETAR é frequentemente inferior ao ideal ⁴⁵.

Uma das causas do aumento da intensidade energética é o envelhecimento das infraestruturas da ETAR, resultando em emissões intensivas de carbono e falhas energéticas ⁴⁵.

Para aumentar a eficiência energética é fundamental identificar previamente os principais dispendios energéticos nas ETAR, de modo a desenvolver guias e estratégias para otimizar os consumos ⁵¹. A norma ISO 50001, desenvolvida pela Organização Internacional de Normalização, estabelece os sistemas e processos necessários para melhorar o desempenho energético, abrangendo a utilização, consumo e eficiência energética ³⁷. Estima-se que a norma possa ter um impacto de 60% do consumo mundial de energia ⁵⁴.

De acordo com a norma 50001, o desempenho energético é definido por resultados mensuráveis relacionados à eficiência energética, uso energético e consumo energético ⁵¹.

3.8.2 Consumo energético em tratamento biológico

São inúmeros os equipamentos presentes nas várias etapas de tratamento em ETAR, responsáveis por elevados consumos energéticos, como é possível observar pela figura 3.13.

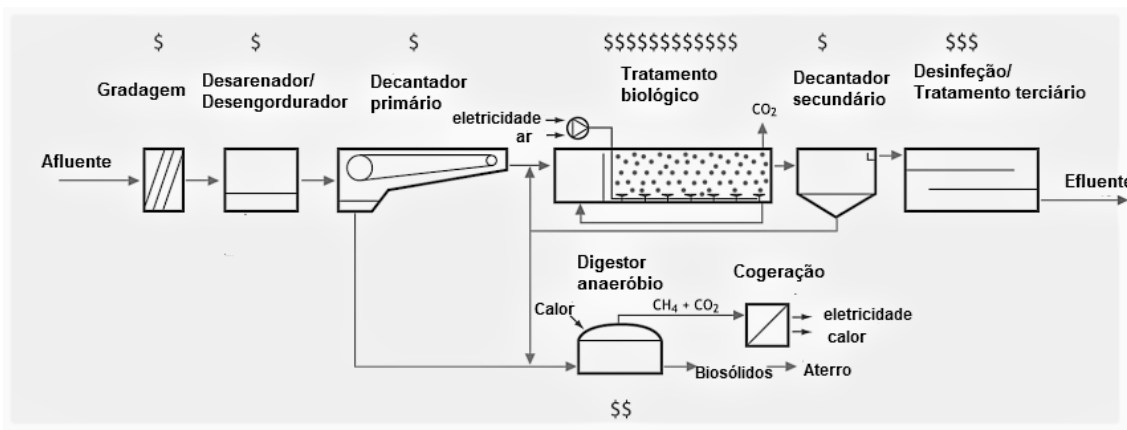


Figura 3. 13 - Esquema de tratamento de águas residuais com análise quantitativa dos custos energéticos associados a cada órgão numa ETAR (adaptado de ⁶²)

Em lamas ativadas, os custos energéticos representam cerca de 25 a 50% dos custos operacionais, na sua maioria relacionados com bombagem de águas residuais e arejamento ⁵². Estima-se que o consumo associado ao arejamento seja cerca de 50-60%, enquanto o consumo associado ao flowmaker, de acordo com ¹⁶, seja de 5-20%. A diminuição das cargas de CQO estão associadas ao aumento do consumo energético por parte do processo de mistura ¹⁶.

Para além destes, também a recirculação de lamas e a digestão aeróbia implicam um consumo de energia relativamente elevado, mas são na maioria das vezes ignorados em ETAR de pequena dimensão ⁵².

As elevadas taxas de arejamento fornecidas para alcançar a qualidade desejada do efluente, resultam num elevado consumo de energia associado à compressão de ar ²⁶. A qualidade do efluente e a eficiência energética do arejador pode ser conseguida através do controlo de gestão do arejador para que corresponda às necessidades instantâneas de biomassa ³³. De acordo com ⁵⁵, constata-se que o arejamento fornecido pode ser reduzido em média 50%, sem acarretar alterações significativas na qualidade do efluente.

Outra forma de reduzir o consumo energético ao remover azoto, é operar o reator alternadamente aeróbio/anóxico, garantindo a qualidade do efluente ¹⁴.

Frequentemente, o aumento de eficiência energética está relacionado com investimentos significativos, no entanto é possível realizar ajustes operacionais ou investimentos moderados em dispositivos de automação e controlo sem causar perda de eficiência no tratamento ⁵².

Um dos principais métodos é a redução do período de arejamento, sem alterar a qualidade requerida do efluente ¹⁴. Para além deste, a limpeza frequente do difusor (no caso de arejamento por ar difuso) pode minorar os custos médios energéticos na ordem dos 18% e várias alternativas de equalização podem reduzir os custos de energia entre 6 a 16% ⁵⁶.

4. Caso de estudo

O caso de estudo incidiu sobre as ETAR do Entroncamento e de Santa Cita, onde foram recolhidos os dados das velocidades horizontais nas respetivas valas de oxidação, tendo os dados qualitativos e quantitativos sido disponibilizados pela entidade gestora.

Ambas as ETAR se localizam no distrito de Santarém, a ETAR de Santa Cita no município de Tomar e a ETAR do Entroncamento no município do Entroncamento, sendo geridas pelo grupo Águas de Portugal (AdP).

Em seguida são descritas, de forma sucinta, os tratamentos nas respetivas ETAR, com ênfase no tratamento biológico (valas de oxidação), uma vez que é esse o foco do trabalho.

4.1 ETAR do Entroncamento

A ETAR do Entroncamento (figura 4.1) começou a ser construída em 2013, tendo sido concluída em 2015, e tendo como horizonte de projeto (HP) o ano 2033 ⁵⁷.

Esta ETAR trata os efluentes provenientes dos aglomerados do concelho do Entroncamento, nomeadamente das freguesias de Nossa Senhora de Fátima e São João Batista, tendo a ribeira de Santa Catarina como meio recetor.

A ETAR foi dimensionada para dar resposta a um equivalente populacional de 25 000 hab. Eq e um caudal médio de, aproximadamente, 6401 m³/dia ⁵⁷.



Figura 4.1 - Estação de tratamento de águas residuais do Entroncamento (fonte: ⁶³).

O tratamento desenvolve-se em duas linhas, compostas por pré-tratamento, tratamento biológico operado em regime de arejamento prolongado, decantação secundária tratamento da fase sólida⁵⁷.

4.1.1 Tratamento da fase líquida

As etapas que integram o tratamento da fase líquida incluem gradagem (grossa e fina), desarenamento e desengorduramento (pré-tratamento), valas de oxidação e decantadores secundários (tratamento secundário) e por fim, filtração e desinfecção por U.V (tratamento terciário)⁵⁷.

➤ Pré-tratamento

O tratamento preliminar desenvolve-se em dois canais com gradagem mecânica, nomeadamente gradagem grossa seguida de gradagem fina com tamisadores do tipo step-screen⁵⁷. Os gradados produzidos pelos dois tamisadores são, posteriormente, conduzidos para um parafuso transportador que os encaminha para um contentor⁵⁷. De notar a existência de um terceiro canal, paralelo aos outros dois, dotado de gradagem manual, que funciona como canal de by-pass aos restantes⁵⁷.

Segue-se a remoção de areias, óleos e gorduras, efetuada em dois equipamentos, de secção retangular a operar em paralelo⁵⁷. No desarenador/desengordurador a insuflação de ar favorece a flutuação das gorduras, posteriormente removidas e encaminhadas para um concentrador de gorduras, as areias são igualmente removidas e encaminhadas para classificação e redução do teor de humidade após a sua sedimentação no fundo do tanque⁵⁷. Posteriormente, ambos os subprodutos são descarregados e depositados no contentor respetivo⁵⁷.

➤ Tratamento secundário

O efluente proveniente do pré-tratamento afluí graviticamente até à câmara de distribuição de caudal, e em seguida é encaminhado equitativamente para os dois reatores biológicos, onde decorre o tratamento secundário⁵⁷.

O tratamento secundário é realizado a partir de um processo de lamas ativadas em reatores biológicos do tipo vala de oxidação, a operar em regime de arejamento prolongado e equipados com arejadores de eixo vertical, com remoção biológica de carbono e azoto, sendo o efluente, posteriormente encaminhado para dois decantadores secundários⁵⁷.

O processo de desnitrificação simultânea, para além de possibilitar a obtenção de concentrações de azoto inferiores a 15 mg/L, permite poupanças energéticas na ordem dos 20% face a um sistema de arejamento prolongado que proporcione somente a nitrificação do efluente⁵⁷.

O tratamento biológico é materializado por duas linhas em paralelo, designadamente dois canais de 8,54 m de largura, com comprimento de 54,74 m e uma profundidade líquida de 3,61 m,

perfazendo uma capacidade útil unitária de 3000 m³ ⁵⁷. Cada uma das linhas de tratamento possui um seletor de biomassa a montante, com um volume de cerca de 70 m³, equipados com agitação submersível, onde aflui todo o caudal proveniente do pré-tratamento juntamente com parte das lamas recirculadas ⁵⁷. O restante caudal recirculado é encaminhado diretamente para os canais de arejamento ⁵⁷.

Para o fornecimento do oxigénio necessário para a degradação biológica das frações orgânicas presentes nas águas residuais, o processo dispõe de dois arejadores mecânicos superficiais de eixo vertical, de baixa velocidade de rotação, instalados numa das extremidades de cada vala de oxidação ⁵⁷. Os arejadores apresentam uma potência nominal de 90 kW ⁵⁷. Para garantir as condições mínimas de agitação nos tanques de arejamento, independentemente das necessidades de oxigenação, estão instalados dois agitadores submersíveis tipo banana-blade, um em cada tanque ⁵⁷. Estes misturadores encontram-se alojados numa das zonas em que a velocidade de circulação de líquido é menor e apresentam uma potência nominal de 4,78 kW ⁵⁷.

Na figura 4.2 apresentam-se as duas valas de oxidação equipadas com os dois arejadores da ETAR do Entroncamento.



Figura 4. 2 - Valas de oxidação na ETAR do Entroncamento.

Posteriormente, o efluente proveniente das valas de oxidação aflui por gravidade à câmara de distribuição e é repartido de forma equitativa para cada um dos dois decantadores secundários ⁵⁷. Os decantadores apresentam uma planta circular e com diâmetro útil de 23,5 m, com alimentação central e equipados com ponte raspadora de fundo, para as lamas secundárias, e de superfície para as escumas ⁵⁷. As lamas depositadas no fundo são, em seguida encaminhadas para o tratamento da fase sólida, descrito posteriormente ⁵⁷.

O efluente clarificado proveniente dos decantadores é conduzido, em parte, para o tratamento terciário, enquanto o restante caudal é encaminhado graviticamente para o meio hídrico ⁵⁷.

➤ **Tratamento terciário**

Uma fração do efluente clarificado proveniente dos decantadores é sujeito a tratamento terciário. Primeiramente, é encaminhado para uma etapa de filtração e armazenado num reservatório com capacidade para 30 m³, sendo posteriormente desinfetado num reator U.V fechado e instalado em linha com o hidropressor, por forma a possibilitar a reutilização da água tratada como água de serviço da ETAR ⁵⁷.

4.1.2 Tratamento da fase sólida

O tratamento de águas residuais origina subprodutos, nomeadamente lamas provenientes do tratamento secundário. Estas são, posteriormente, tratadas através de espessamento, seguida de desidratação.

O espessamento das lamas biológicas em excesso é materializado através de um espessador gravítico de planta, provido de uma ponte raspadora de acionamento central ⁵⁷.

As lamas espessadas são, posteriormente conduzidas à etapa de desidratação, materializada por duas centrífugas de alto rendimento com uma capacidade unitária instalada de 4,5 m³ ⁵⁷. Caso se justifique a adição de polímero, a mistura é realizada em linha previamente à admissão da centrífuga ⁵⁷.

4.2 ETAR de Santa Cita

A ETAR de Santa Cita, pertencente ao município de Tomar, tendo iniciado o seu funcionamento em 2006 e tendo como 2020 o ano de HP ⁵⁸.

Esta ETAR trata águas provenientes dos aglomerados das freguesias de Olalhas, Asseiceira, Carregueiros, Casais, Junceira, Santa Maria dos Olivais, São João Batista (Tomar), parte de São Pedro de Tomar, Além da Ribeira, Madalena, Paialvo e Beselga. O efluente tratado é descarregado na ribeira de Beselga, que desagua posteriormente no rio Nabão.

A ETAR foi dimensionada para dar resposta a um equivalente populacional de 79 832 hab. Eq e um caudal médio de, aproximadamente, 8180 m³/dia ⁵⁸.

Na figura 4.3 apresenta-se uma visão geral da ETAR de Santa Cita.



Figura 4. 3 - Estação de tratamento de águas residuais de Santa Cita (fonte: ⁶⁴)

4.2.1 Tratamento da fase líquida

O tratamento da fase líquida nesta ETAR consiste nas seguintes etapas: tamisação, desarenamento e desengorduramento (pré-tratamento), valas de oxidação e decantadores secundários (tratamento secundário), finalizado por filtração e desinfecção por U.V (tratamento terciário).

➤ **Pré-tratamento**

O caudal aflui à ETAR por bombagem, a partir de três sistemas elevatórios, até à câmara de entrada, onde é, posteriormente, encaminhado por gravidade até aos dois canais equipados com gradagem mecânica ⁵⁸. Os gradados originados por esta operação são depois encaminhados para um contentor com o auxílio de um parafuso transportador ⁵⁸.

De seguida, ocorre a remoção de areias, óleos e gorduras em dois tanques de secção retangular equipados com ponte raspadora de fundo e superfície ⁵⁸. Esta operação resulta da introdução de ar, no caso dos óleos e gorduras, e de deposição no fundo do tanque para as areias ⁵⁸. As areias acumuladas são, posteriormente, removidas e bombadas para classificação e redução do teor de humidade, assim como os elementos flutuantes (óleos e gorduras), extraídos da superfície dos tanques e encaminhados para um concentrador de gorduras ⁵⁸.

➤ **Tratamento secundário**

Após o tratamento preliminar, o efluente aflui graviticamente à câmara de distribuição de caudal, e em seguida é encaminhado equitativamente para dois tanques biológicos, onde decorre parte do tratamento secundário ⁵⁸.

O tratamento biológico é materializado por dois reatores biológicos, num processo de biomassa em suspensão a operar em regime de arejamento prolongado, na variante de vala de oxidação⁵⁸. As valas de oxidação são responsáveis por oxidar a matéria orgânica, o azoto amoniacal e reduzir os nitratos (nitrificação/desnitrificação)⁵⁸.

Cada um dos reatores está equipado com arejadores de eixo horizontal e agitadores de fluxo, num total de cinco arejadores de superfície e quatro agitadores submersíveis⁵⁸. Os agitadores de fluxo funcionam ininterruptamente, garantindo uma velocidade mínima do fluxo de 0,3 m/s⁵⁸.

Os reatores biológicos apresentam dois canais de secção retangular, com largura de 7,15 m, comprimento total do canal de 341,6 m e uma profundidade líquida de 4 m, perfazendo um volume total de reação 19 540 m³⁵⁸.

A figura 4.5 mostra as valas de oxidação da ETAR em estudo.



Figura 4. 4 - Valas de oxidação na ETAR de Santa Cita.

Em seguida, o efluente proveniente das valas de oxidação aflui por gravidade à câmara de distribuição e é repartido de forma equitativa para cada um dos dois decantadores secundários⁵⁸. Os decantadores apresentam uma planta circular e um diâmetro de 27 m, com alimentação central e equipados com ponte raspadora de fundo, para as lamas secundárias, e de superfície para remoção de escumas⁵⁸. As lamas depositadas no fundo são, posteriormente, encaminhadas para o tratamento da fase sólida, descrito posteriormente⁵⁸.

➤ Tratamento Terciário

Para possibilitar a reutilização da água residual tratada, parte do caudal proveniente dos decantadores é sujeito a tratamento terciário através de um sistema de filtração seguido de desinfecção por radiação ultravioleta tubular, sendo, posteriormente, armazenada num reservatório de 30 m³ de capacidade ⁵⁸.

4.2.2 Tratamento da fase sólida

O tratamento de águas residuais origina subprodutos, nomeadamente lamas provenientes do tratamento secundário.

As lamas provenientes do tratamento secundário são, posteriormente, elevadas através de um poço de bombagem, até ao espessador gravítico de planta circular equipado por uma ponte raspadora ⁵⁸.

Em seguida, as lamas espessadas são conduzidas por bombagem à operação de desidratação mecânica, materializada por duas centrífugas ⁵⁸. Recorre-se ao doseamento de polieletrólito por forma a melhorar a eficácia do processo ⁵⁸.

5. Equipamento utilizado no trabalho

O equipamento utilizado nas ETAR do Entroncamento e de Santa Cita para proceder às medições de velocidades horizontais foi um conversor (unidade de leitura) de modelo PCM4 e um sensor de velocidade de modelo POA.

O sistema de medição portátil de vazões consiste num transmissor tipo PCM para fonte de alimentação, entrada de dados, indicação e armazenamento de dados e um sensor para registo dos dados de medição ⁵⁹.

O conversor de modelo PCM4 (figura 5.1) é um equipamento de precisão muito elevada, incorporado numa caixa à prova de corrosão, a partir da qual é possível aceder ao perfil real de vazão através do visor do medidor, para além do armazenamento redundante dos dados ⁵⁹. Através deste instrumento são obtidos dados fiáveis e significativos, que representam as condições operacionais dos locais de medição ⁵⁹. É comumente utilizado em campanhas de medição, redes de canais: eficiência do canal, controlo de afluentes, determinação de volumes de descarga e criação de planos diretores de esgoto, entre outros ⁵⁹.



Figura 5. 1 - Conversor de modelo PCM4 (fonte: ⁵⁹).

O sensor de velocidade de modelo POA (figura 5.2) é utilizado para medição através do método de correlação cruzada ultrassónica, capaz de atingir precisões muito elevadas em meios abrasivos e fortemente poluídos ⁶⁰. É um instrumento de fácil instalação, adequado para todas

as secções transversais do canal, de possível instalação sob condições de processo. Por outro lado, apresenta conexão livre de interferências a longas distâncias através da transmissão de sinal digital ⁶⁰. Os sensores em forma de cunha são projetados para instalação na parede do canal ou na parte inferior do canal ⁶⁰. É frequentemente utilizado em estações de águas residuais, particularmente, admissão, descarga, afluente do tanque de lamas ativadas, recirculação de lamas, lamas em excesso, descarga do digestor e dosagem de floculante, entre outras aplicações ⁶⁰.

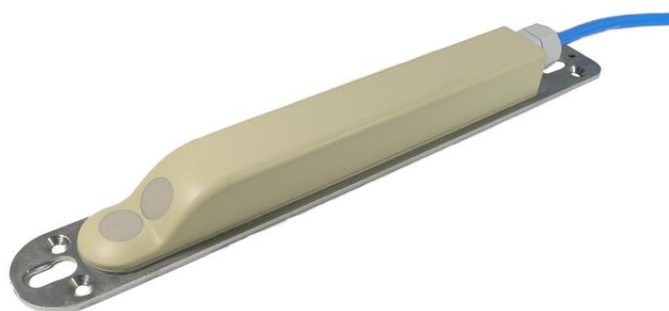


Figura 5. 2 - Sensor de velocidade do modelo POA (fonte: ⁶⁰).

6. Metodologia

O presente trabalho desenvolvido nas ETAR do Entroncamento e de Santa Cita foi dividido em três fases, nomeadamente:

1. Medição da velocidade horizontal nas valas de oxidação;
2. Contribuição dos parâmetros quantitativos e qualitativos;
3. Avaliação do consumo energético.

A figura 6.1 resume os vários objetivos associados a cada uma das três fases mencionadas anteriormente.

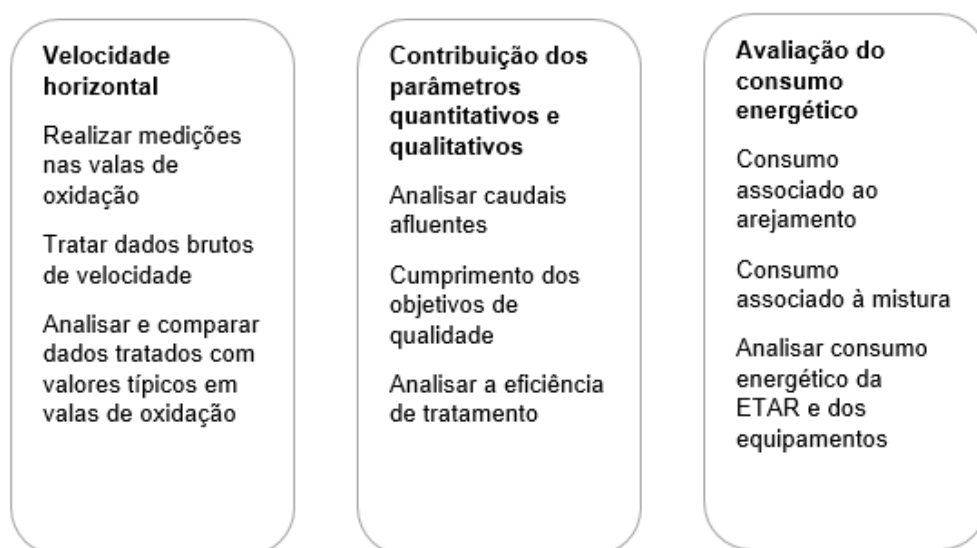


Figura 6. 1 - Metodologia do trabalho.

6.1 Velocidade horizontal nas valas de oxidação

Em primeiro lugar, procedeu-se à medição de velocidades horizontais nas ETAR do Entroncamento e de Santa Cita, durante os dias 4 e 5 de julho de 2019 e de 9 de março de 2020, respetivamente, com auxílio do equipamento de medição, descrito no capítulo anterior (capítulo 5). No Anexo I apresentam-se algumas imagens das campanhas de medição realizadas.

Na ETAR do Entroncamento foram realizadas medições em seis pontos (a,b,c,d,e,f), enquanto na ETAR de Santa Cita procedeu-se à medição de oito pontos (a,b,c,d,e,f,g,h), cada um deles a duas profundidades distintas, identicamente de cada lado da vala, sendo colocado o instrumento de medição, durante um período de tempo (cerca de 2 minutos), numa secção perpendicular ao fluxo de escoamento.

As figuras 6.2 e 6.3 ilustram os seis pontos realizados na ETAR do Entroncamento, assim como a distância entre eles.

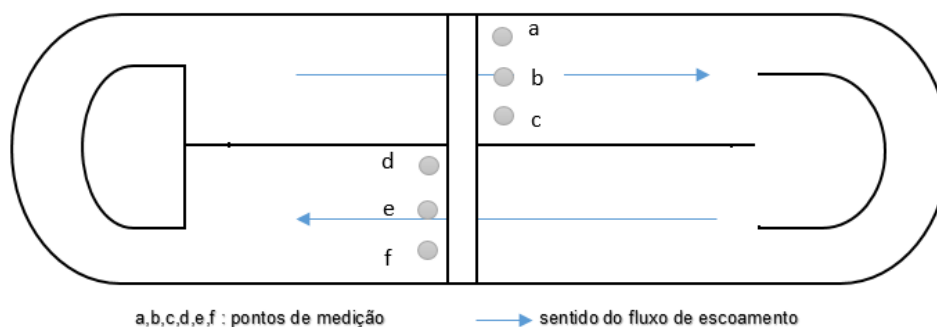


Figura 6. 2 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR do Entroncamento (vista do topo).

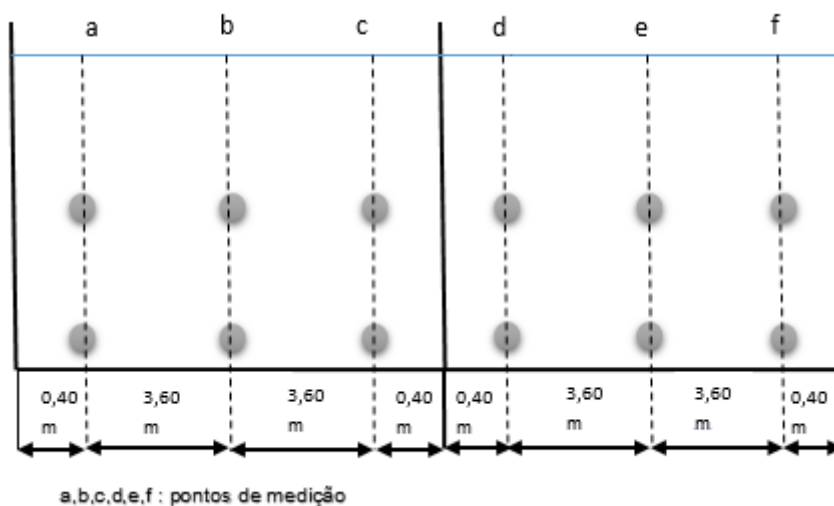


Figura 6. 3 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR do Entroncamento (vista em profundidade).

Nas figuras 6.4 e 6.5 apresentam-se os oito pontos realizados na ETAR de Santa Cita, assim como a distância entre eles.

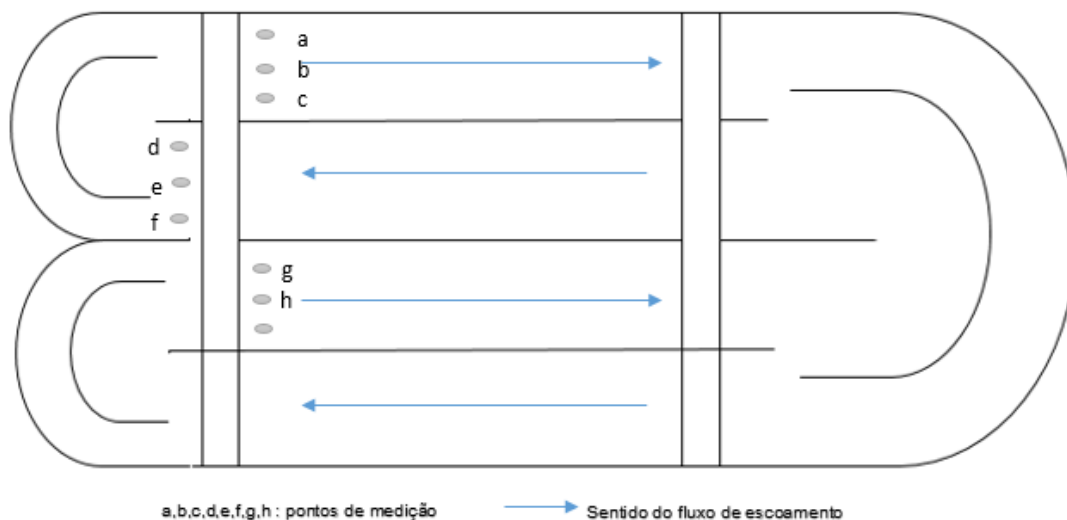


Figura 6. 4 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR de Santa Cita (vista do topo).

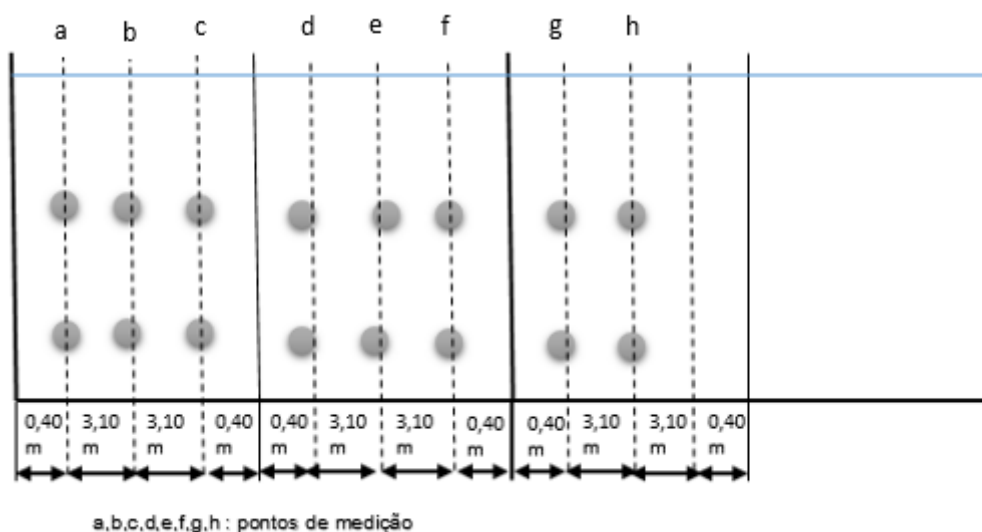


Figura 6. 5 - Esquema de medição nas valas de oxidação da ETAR de Santa Cita (vista em profundidade).

Em ambas as ETAR as medições dos seis e oito pontos foram realizadas a duas profundidades distintas (tabela 6.1), tendo-se obtido um total de 32 valores de velocidade para cada ponto, ou seja, 16 velocidades para cada profundidade referente a cada minuto de período de medição.

Tabela 6. 1 - Profundidades de medição nas valas de oxidação das ETAR.

	Meia profundidade	Fundo da vala	Unidades
ETAR do Entroncamento	1,5	3	m
ETAR de Santa Cita	2	4	m

Foram realizados dois tipos de medições em cada vala, de modo a avaliar a influência do arejador e do agitador na velocidade horizontal nas valas de oxidação, que se resumem na figura 6.6. De salientar que, na ETAR de Santa Cita apenas foi realizada a “Medição 1” e somente numa das valas, devido à avaria do equipamento utilizado no decorrer da campanha de medição.

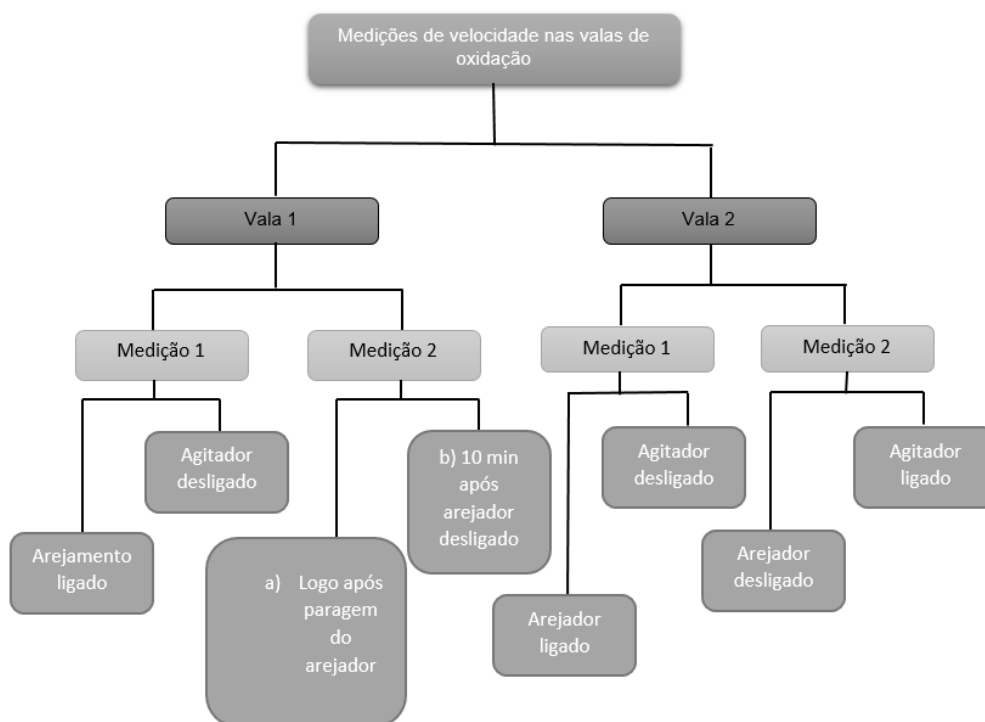


Figura 6. 6 - Resumo explicativo das medições realizadas nas valas de oxidação.

Posteriormente, os dados brutos de velocidade foram extraídos do conversor e exportados para uma folha excel, de modo a poder comparar os resultados obtidos com as velocidades horizontais referidas na revisão bibliográfica em valas de oxidação, nomeadamente no formato de figuras. A partir das velocidades obtidas (geralmente 16 velocidades) a cada minuto de medição, foram calculadas velocidades médias correspondentes a cada ponto no período de medição, referentes à profundidade. Estes dados deram origem às figuras apresentadas no capítulo 7.

Os resultados de velocidade obtidos foram analisados e comparados com os valores de referência de velocidade horizontal em valas de oxidação, de forma a concluir os efeitos do arejador e agitador na velocidade horizontal.

6.2 Parâmetros quantitativos e qualitativos

Os dados utilizados para neste subcapítulo foram disponibilizados pela Empresa Portuguesa das Águas Livres (EPAL).

Os parâmetros quantitativos referiram-se aos caudais, particularmente o caudal médio diário, referentes ao período de janeiro de 2018 a junho de 2019 (ETAR do Entroncamento) e janeiro de 2019 a abril de 2020 (ETAR de Santa Cita). Os parâmetros qualitativos incluíram a CBO₅, CQO, SST referentes às concentrações do afluente bruto e do efluente tratado, para além das concentrações relativas ao N_t, também referentes ao mesmo período.

Na ETAR do Entroncamento, a informação relativa ao caudal diz respeito ao caudal afluente diário referente a cada mês, por esse motivo foi necessário extrapolar uma média mensal para o caudal afluente, obtendo-se um caudal médio mensal para o período em estudo (janeiro de 2018 a julho de 2019), para além do caudal médio anual também extrapolado. Desta forma foi possível comparar o caudal afluente ao caudal do HP, para verificar se este último não havia sido excedido, resultando em problemas na capacidade dos órgãos.

Para a ETAR de Santa Cita, os caudais fornecidos foram mensais, mas na unidade de m³, tendo de ser divididos por 30 dias de modo a apresentar a forma de caudal médio diário para o período em estudo (janeiro de 2019 a abril de 2020). Identicamente à outra ETAR em análise, também foram extrapolados os caudais médios anuais. Os valores de parâmetros qualitativos foram igualmente extrapolados através de uma média mensal dos dois resultados disponibilizados, exceto no caso dos nutrientes onde existiam apenas um dado referente a cada mês.

Para ambas as ETAR os dados referentes ao afluente bruto e ao efluente tratado dos parâmetros quantitativos foram utilizados por forma a verificar a eficiência de remoção do tratamento nas ETAR. Para além disso, com base nos objetivos de qualidade definidos para as ETAR, averiguou-se se o efluente cumpriu os objetivos no período anteriormente mencionado.

A eficiência de tratamento calculou-se com base em valores médios mensais e recorreu-se à seguinte equação aplicável a cada parâmetro:

$$\% \text{ remoção} = \frac{\text{entrada} - \text{saída}}{\text{entrada}} \times 100$$

6.3 Consumo energético

Os dados utilizados para proceder a este subcapítulo foram disponibilizados pela Empresa Portuguesa das Águas Livres (EPAL).

Tal como mencionado na revisão de literatura, o tratamento biológico é a etapa do tratamento de águas residuais onde se verifica um maior consumo energético, particularmente no processo de arejamento. No presente caso de estudo, para além do arejador também o agitador é um grande consumidor energético. Posto isto, foi fundamental o conhecimento do consumo energético associado à etapa mencionada.

Com base nos consumos mensais totais da ETAR fornecidos (Anexo II) e nas percentagens de consumo energético associadas ao arejador e ao agitador referidos na revisão de literatura, estimaram-se os consumos mensais dos equipamentos. Uma vez que o valor de percentagem surge num intervalo, considerou-se um valor médio de 55% de consumo total da ETAR para o arejador e 12,5% para o agitador para estimar os consumos associados a esses equipamentos.

7. Resultados e discussão

Neste capítulo são apresentados, analisados e discutidos os resultados relativos à velocidade horizontal medidos nas valas de oxidação das ETAR do Entroncamento e de Santa Cita, sendo igualmente caracterizados os efluentes bruto e tratado, bem como os consumos energéticos referentes aos equipamentos de arejamento e mistura e da ETAR.

7.1 Velocidade horizontal em valas de oxidação

A mistura e o arejamento estão diretamente relacionados com os desempenhos biológicos, através da velocidade horizontal capaz de manter a biomassa em suspensão ao longo de toda a vala e satisfazer as necessidades de oxigénio para a remoção dos poluentes.

No anexo I, figura AI. 1 a figura AI.4, apresentam-se imagens da campanha de medição da velocidade horizontal realizada na ETAR do Entroncamento.

7.1.1 ETAR do Entroncamento

As figuras 7.1, 7.2 e 7.3 correspondem às velocidades horizontais referentes à medição 1 da vala 1, realizadas no dia 4 de julho. De salientar que o equipamento de medição fornece, geralmente, 16 velocidades para cada ponto e profundidade de medição, no entanto, para estas medições, apenas foram medidas três velocidades, consequência de um problema não detetável no equipamento.

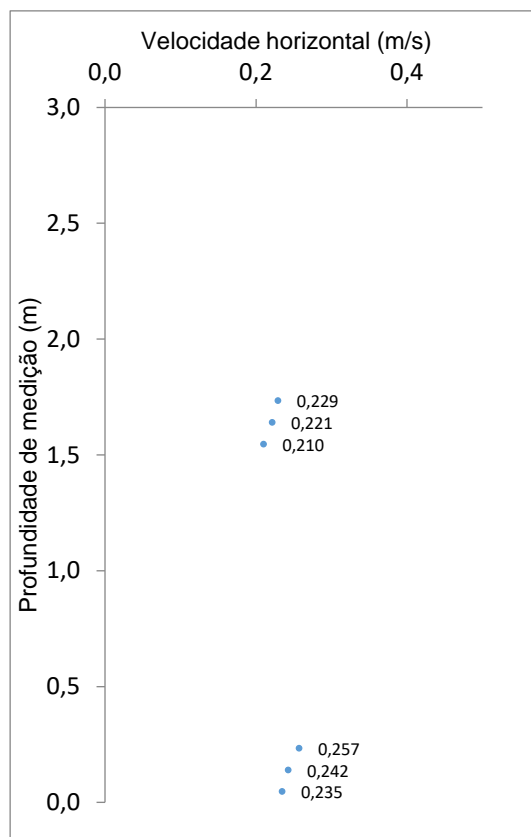


Figura 7. 1 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição a). (Vala 1)

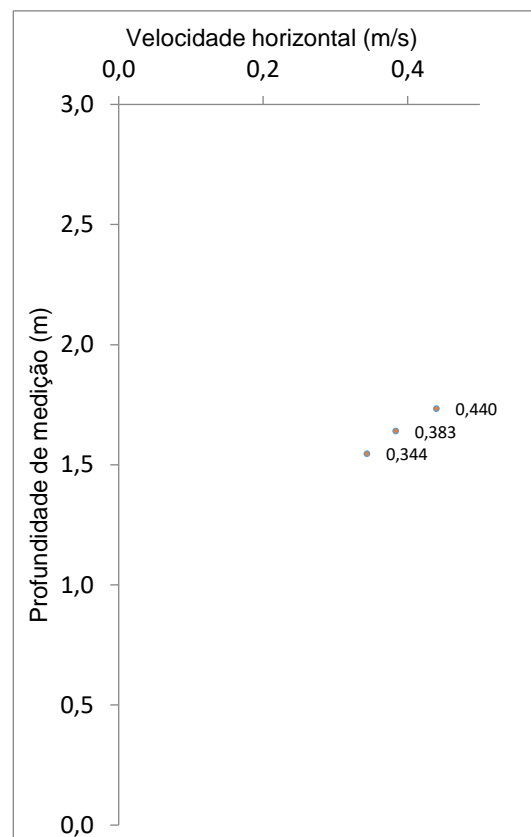


Figura 7. 2 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição b). (Vala 1)

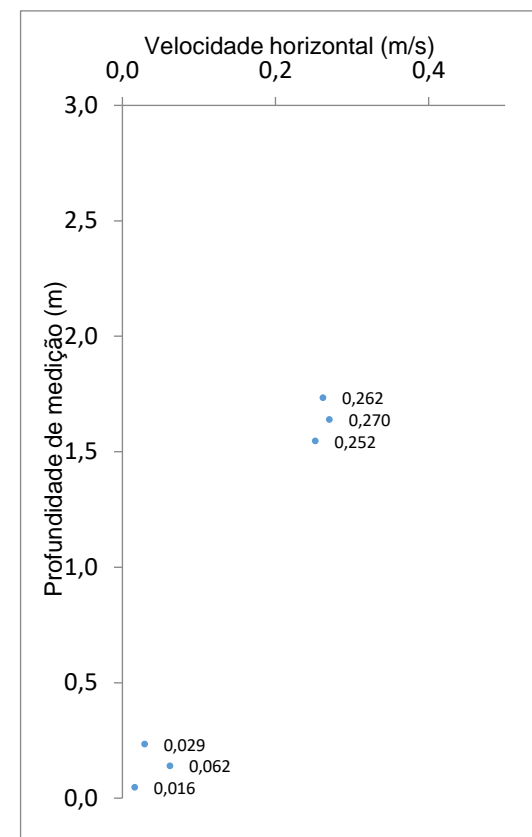


Figura 7. 3 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição c). (Vala 1)

Estas figuras correspondem às medições efetuadas durante o período de funcionamento do arejamento, sendo por isso expectáveis valores superiores a 0,25 m/s. No entanto, tal não se verificou, nomeadamente na figura 7.1, possivelmente relacionado com o ponto de medição em estudo (localizado junto à parede exterior da vala de oxidação) ser afetado pela elevada turbulência sentida nesse local, originada pelo equipamento. Para além dessas, também são observáveis velocidades muito reduzidas na figura 7.3, em consequência da proximidade do fundo do tanque, onde as velocidades têm tendência a ser menores.

Na figura 7.2 verificam-se apenas medições a meia profundidade, dado que a turbulência provocada pelo arejador no fundo do tanque afetou a posição do sensor e, consequentemente, limitou a recolha de informação. Contudo, verificou-se a ocorrência de valores superiores a 0,25 m/s, nomeadamente 0,44 m/s, não comprometendo o fluxo direcional e, consequentemente, o desempenho da vala.

No entanto, apenas se mediram três velocidades das dezasseis velocidades referentes a cada ponto, fundamentais para traçar um perfil de velocidades representativo do fluxo na vala, limitando a obtenção de informação representativa.

De modo idêntico às figuras anteriormente apresentadas, as figuras 7.4, 7.5 e 7.6 representam as velocidades horizontais da medição 1 da vala 1, relativas ao outro lado do septo da vala. Analogamente ao sucedido nas figuras anteriores, o equipamento de medição apenas forneceu três velocidades para cada ponto e profundidade de medição.

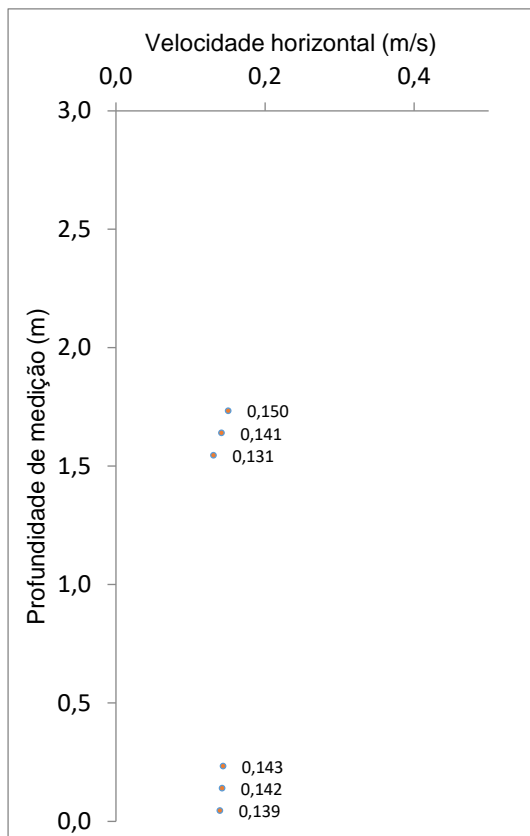


Figura 7. 4 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição d). (Vala 1)

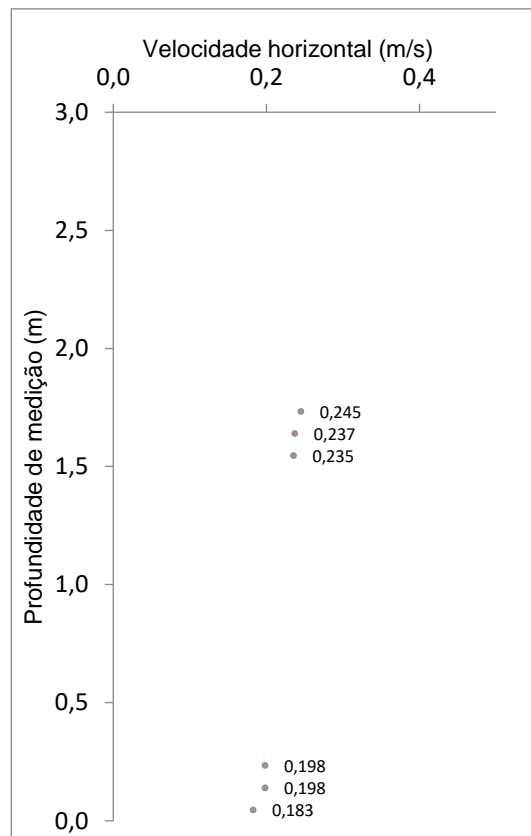


Figura 7. 5 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição e). (Vala 1)

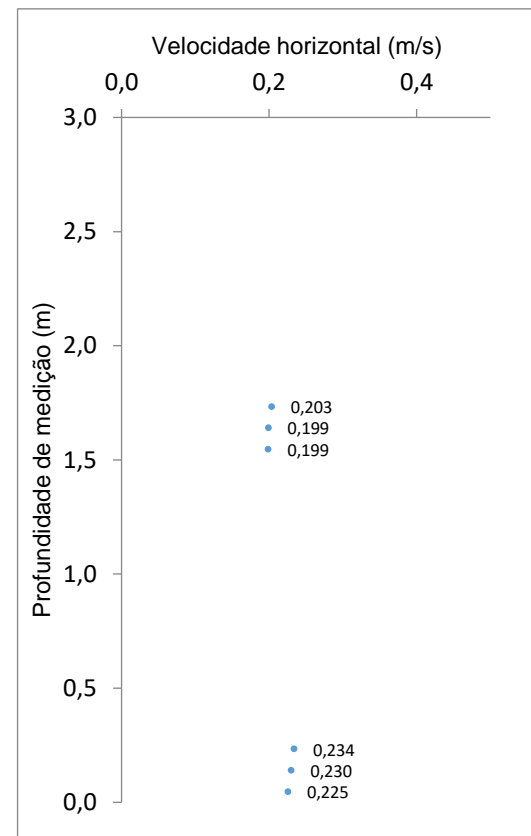


Figura 7. 6 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição f). (Vala 1)

Da análise das figuras anteriores, verifica-se a perda de velocidade do efluente ao longo do percurso da vala, após sofrer agitação por parte do arejador posicionado do outro lado do septo. Este facto é justificado pela configuração da vala, nomeadamente pela distância entre a zona arejada e o restante da vala.

Em síntese, as velocidades mais elevadas para esta medição foram obtidas à superfície e centro da vala (ponto e)), justificável pela distância das paredes laterais.

Para ambos os lados da vala surgem apenas três velocidades das dezasseis velocidades referentes a cada ponto, fundamentais para traçar um perfil de velocidades representativo do fluxo na vala, impossibilitando na maioria das vezes a obtenção de informação conclusiva.

As figuras 7.7, 7.8, 7.9, 7.10, 7.11 e 7.12 ilustram a medição 2, e são representativas da medição efetuada logo após a paragem do arejamento (a), e as figuras 7.13, 7.14 e 7.15 são representativas das velocidades 10 minutos após o arejamento estar parado (b). De salientar que, para estas últimas figuras apenas foram efetuadas medições de um dos lados da vala, representativas da vala de oxidação 1, uma vez que do outro lado do septo as velocidades só teriam tendência para diminuir, tal como se verificou anteriormente.

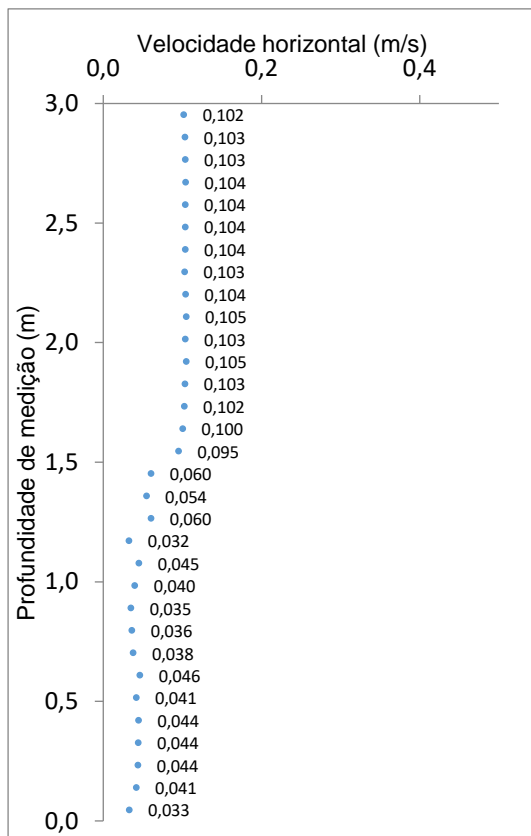


Figura 7. 7 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição a). (Vala 1)

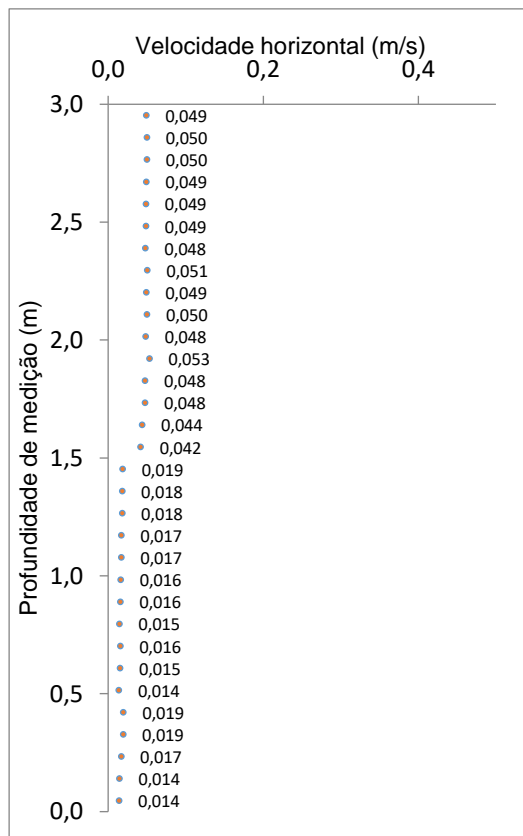


Figura 7. 8 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição b). (Vala 1)

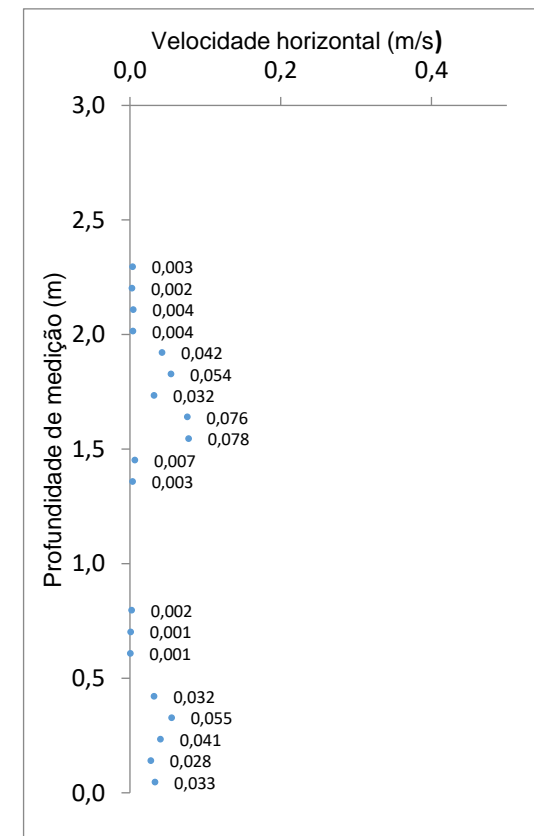


Figura 7. 9 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição c). (Vala 1)

De acordo com o mencionado em capítulos anteriores, tanto o arejador como o agitador em valas de oxidação têm como objetivo proporcionar, para além de oxigénio (no caso do arejador), fluxo direcional para manter o licor misto em suspensão e garantir o desempenho da vala de oxidação. Como na medição 2 da vala 1 nenhum dos equipamentos estava a funcionar, era expectável que a velocidade horizontal apresentasse valores mais reduzidos, como demonstrado nas figuras anteriores. Todas as medições apresentam valores inferiores a 0,1 m/s, não atingindo a velocidade mínima de 0,25 m/s, afetando, possivelmente, a eficiência de tratamento ao potenciar a sedimentação de sólidos na vala de oxidação.

Para além disso, verificam-se que faltam valores na figura 7.9, em consequência das velocidades negativas obtidas numa escala de velocidades positiva, devido, eventualmente, à posição incorreta do sensor.

As velocidades médias obtidas para as medições dos pontos ilustrados anteriormente, situam-se entre 0,01 m/s e 0,1 m/s, demonstrando a necessidade dos agitadores na ausência do arejamento no decorrer do processo.

As figuras seguintes ilustram as medições realizadas no lado oposto do septo da vala 1.

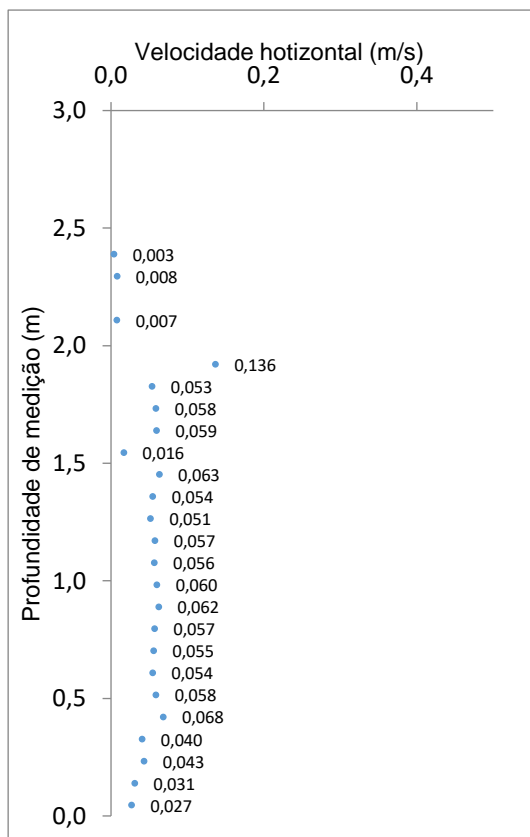


Figura 7. 10 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição d). (Vala 1)

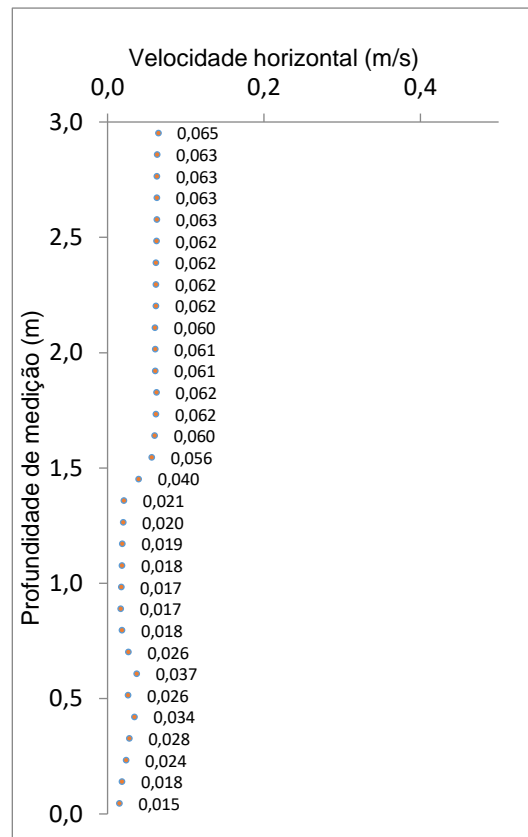


Figura 7. 11 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição e). (Vala 1)

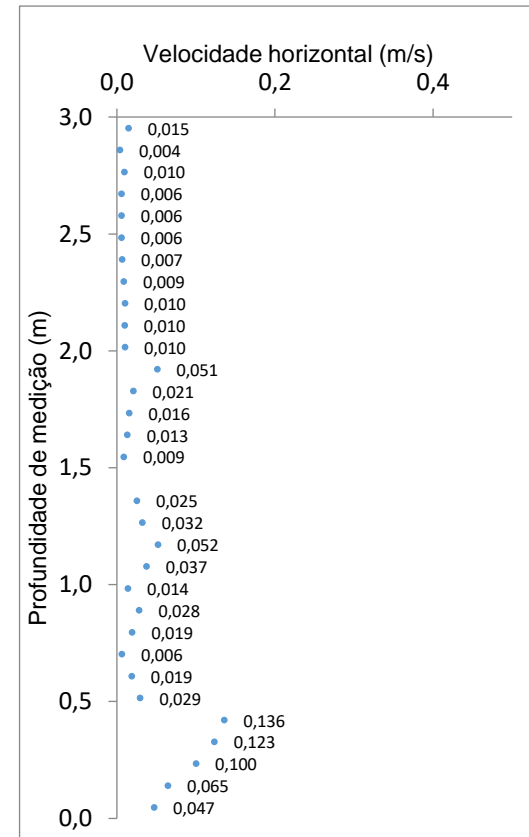


Figura 7. 12 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2a), no ponto de medição f). (Vala 1)

Tal como esperado, as figuras anteriores apresentam velocidades semelhantes às anteriormente analisadas, visto que o efluente tende a perder velocidade no decorrer do percurso da vala.

Nestes pontos de medição verificaram-se velocidades entre 0,03 m/s e 0,13 m/s, sendo muitos destes na ordem dos 0,06 m/s, o que potencia a sedimentação dos sólidos.

Analogamente a figuras anteriores, também as figuras 7.10 e 7.12 apresentaram velocidades negativas, resultando em valores em falta nos gráficos.

As figuras seguidamente apresentadas correspondem à medição 2b). Identicamente a figuras anteriores, também estas contêm apenas três velocidades correspondentes a cada ponto e profundidade de medição, impossibilitando a elaboração de um perfil representativo das velocidades ao longo da vala.

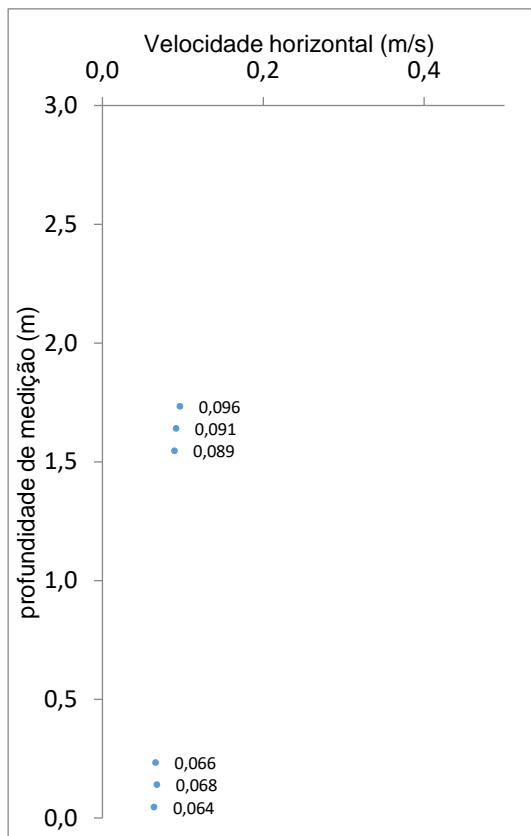


Figura 7. 13 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2b), no ponto de medição a). (Vala 1)

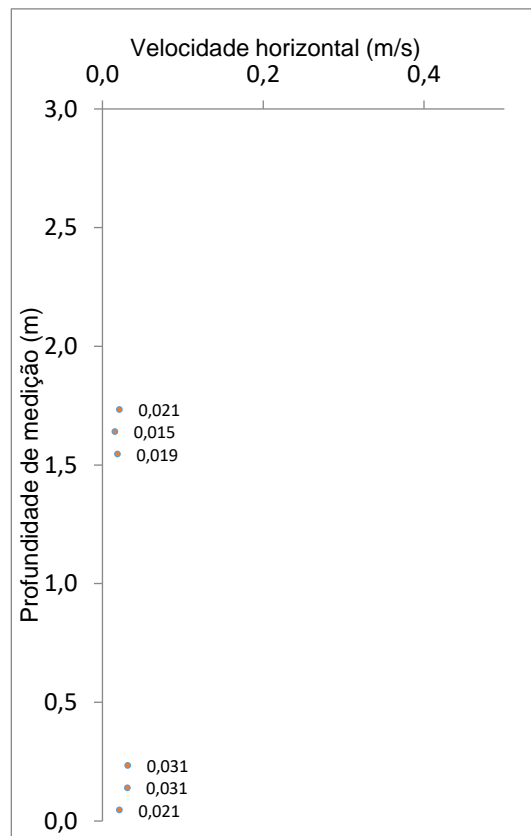


Figura 7. 14 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2b), no ponto de medição b). (Vala 1)

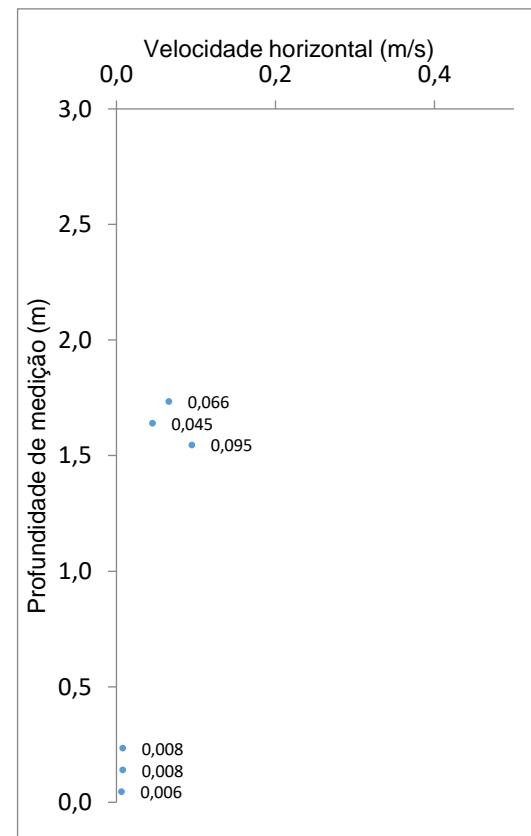


Figura 7. 15 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2b), no ponto de medição c). (Vala 1)

Da análise das figuras anteriores, é possível constatar que as velocidades não diferem significativamente das velocidades obtidas na medição 2a), verificando-se o decréscimo da velocidade horizontal imediatamente após a interrupção do equipamento contribuindo, conseqüentemente, para a sedimentação de sólidos ao longo do reator. O Anexo IV ilustra o efeito da inexistência de qualquer fluxo horizontal originado pelos equipamentos.

Para os pontos apresentados anteriormente obtiveram-se velocidades médias bastante reduzidas, na ordem de 0,01 m/s a 0,09 m/s, que poderão contribuir para limitar significativamente a eficiência do processo.

Verificaram-se velocidades muito limitadas na vala em ambas as medições a) e b), evidenciando a importância dos equipamentos de arejamento ou mistura na produção de fluxo horizontal necessário para o bom funcionamento do tratamento biológico.

As figuras 7.16, 7.17, 7.18, 7.19, 7.20 e 7.21, que se apresentam de seguida, correspondem às velocidades horizontais relativas à medição 1 da vala 2, realizadas no dia 5 de julho.

Nas figuras 7.16, 7.17 e 7.18 apresentam-se apenas três velocidades correspondentes a cada ponto e profundidade de medição, identicamente a figuras anteriores, impossibilitando de traçar um perfil de velocidades representativo do fluxo na vala.

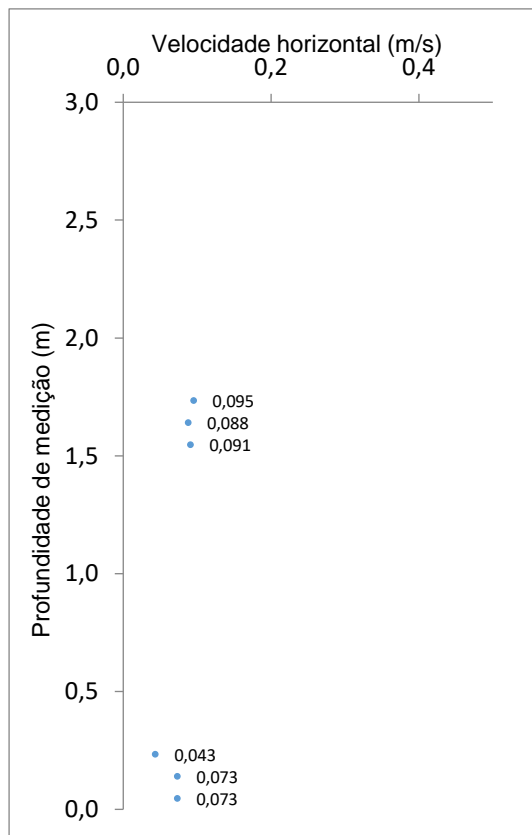


Figura 7. 16 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição f). (Vala 2)

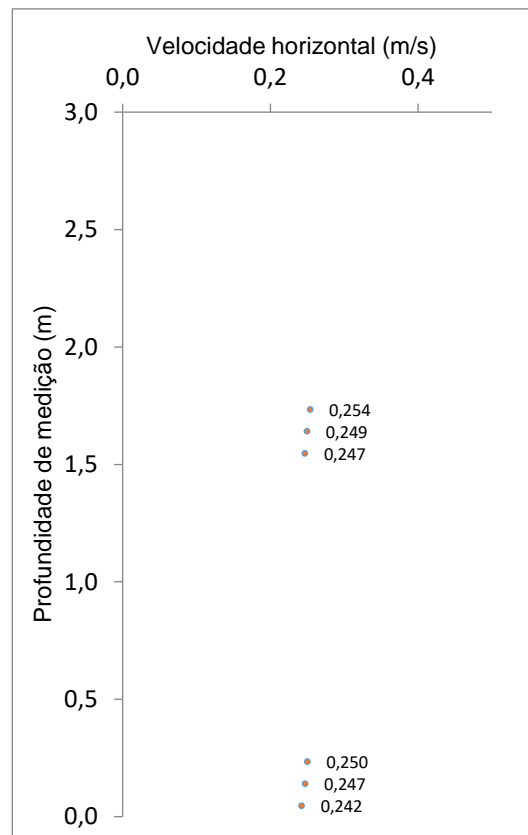


Figura 7. 17 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição e). (Vala 2)

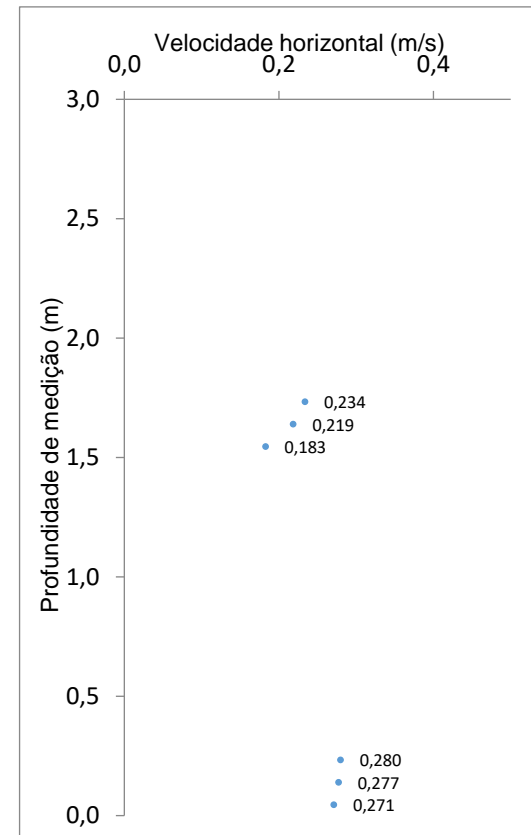


Figura 7. 18 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição d). (Vala 2)

Nas figuras anteriormente apresentadas, o arejamento encontrava-se em funcionamento e, conseqüentemente, eram esperadas velocidades na ordem dos 0,25 m/s ou superiores, o que de facto, se verificou. Contudo na figura 7.16 ocorreram valores bastante reduzidos, resultantes da localização do ponto de medição em estudo (junto à parede de separação das duas valas), afetado pela turbulência sentida nesse local.

As velocidades médias, obtidas a partir das velocidades nas figuras, foram da ordem dos 0,25 m/s, exceto no ponto f) (figura 7.16) onde foram de 0,06 m/s à profundidade e 0,09 m/s a meia profundidade.

No entanto, a representatividade destes resultados é limitada por se apresentarem apenas três das dezasseis velocidades para cada ponto e profundidade de medição, impossibilitando a obtenção de um perfil de velocidades representativo do fluxo originado nesse local.

Em seguida, apresentam-se as velocidades resultantes das medições realizadas do oposto do septo da vala 2.

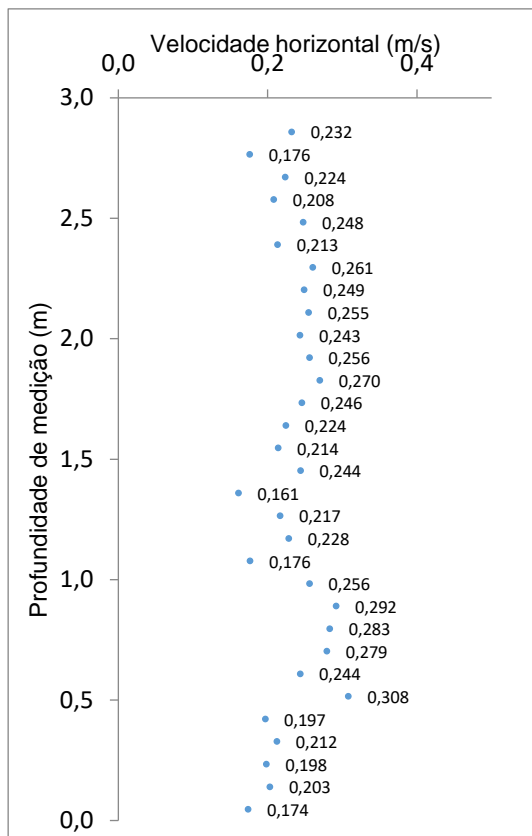


Figura 7. 19 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição c). (Vala 2)

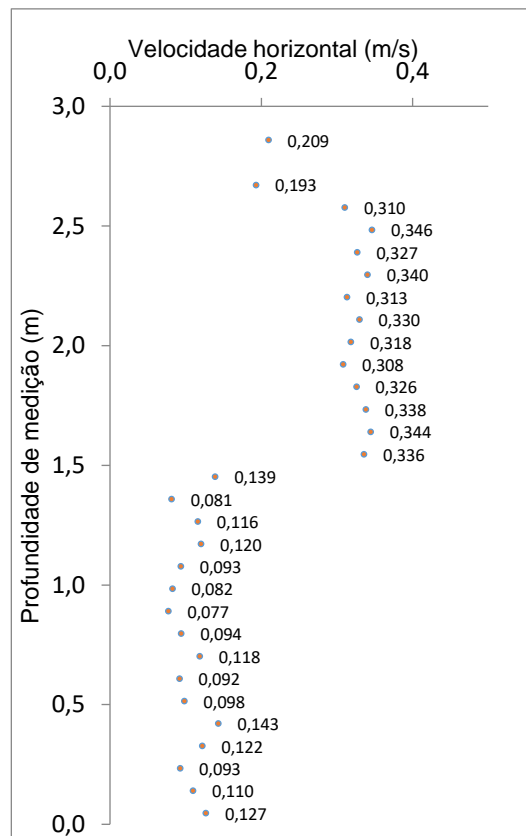


Figura 7. 20 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição b). (Vala 2)

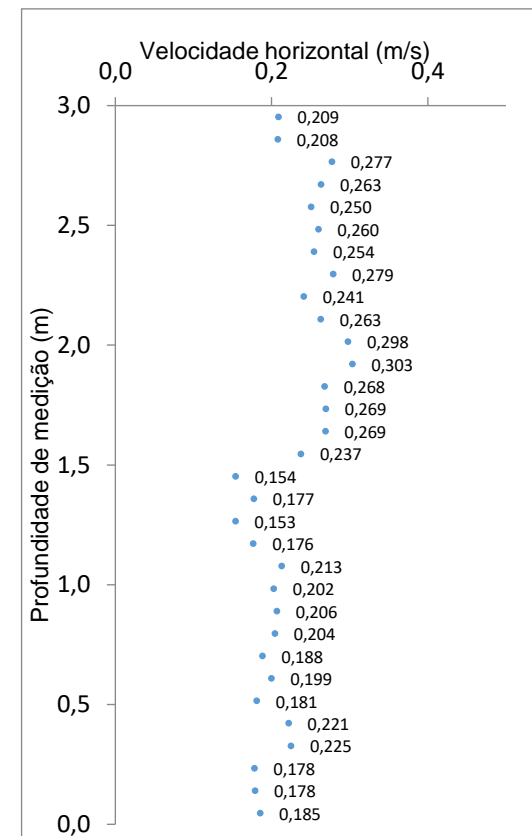


Figura 7. 21 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 1, no ponto de medição a). (Vala 2)

Identicamente às figuras anteriores, eram expectáveis velocidades elevadas, por coincidir com o período de arejamento, no entanto na figura 7.20 tal não se verificou, principalmente nas medições efetuadas no fundo da vala, onde ocorreram velocidades de 0,08 m/s. Estas velocidades reduzidas surgiram em consequência da turbulência causada pelo arejador no fundo do tanque que afetou a posição do sensor e, consequentemente a obtenção de velocidades fiáveis, possível constatar através dos valores obtidos no mesmo ponto mas para profundidade diferente.

As velocidades médias à meia profundidade, obtidas a partir das velocidades nas figuras, foram de 0,23 m/s no ponto c) (figura 7.19), de 0,31 m/s no ponto b) (figura 7.20) e 0,26 m/s no ponto a) (figura 7.21). Por outro lado, quando medidos em profundidade esses valores foram de 0,23 m/s no ponto c) (figura 7.19), de 0,11 m/s no ponto b) (figura 7.20) e de 0,19 m/s no ponto a) (figura 7.21). Verificando-se, tal como noutras medições, velocidades mais reduzidas em profundidade, eventualmente afetadas pela proximidade do fundo da vala.

As figuras 7.22, 7.23, 7.24, 7.25, 7.26 e 7.27 que se apresentam de seguida ilustram as velocidades resultantes da medição 2 na vala 2.

As medições apresentadas nas figuras acima, correspondem ao período de funcionamento do agitador, responsável por produzir fluxo direcional no licor misto e, por isso eram esperadas velocidades superiores ao valor de 0,25 m/s. Tal verificou-se para a maioria dos resultados, com velocidades médias na ordem dos 0,27 m/s e 0,28 m/s para os pontos e) (figura 7.23) e d) (figura 7.24). No entanto, para o ponto de medição f) (figura 7.22) obtiveram-se apenas três valores e muito reduzidos, em consequência da localização do ponto de medição junto à parede de divisão das duas valas, e da turbulência provocada pelo funcionamento do flowmaker.

Os resultados obtidos para estes pontos foram satisfatórios, à exceção de algumas velocidades mais reduzidas apresentadas na figura 7.23, provavelmente justificadas pela medição efetuada junto ao fundo da vala onde as velocidades são frequentemente mais diminutas.

Por fim, as velocidades do lado oposto do septo da vala 2 são apresentadas nas figuras 7.25, 7.26 e 7.27. No Anexo III encontram-se as tabelas das velocidades horizontais que deram origem às figuras seguintes.

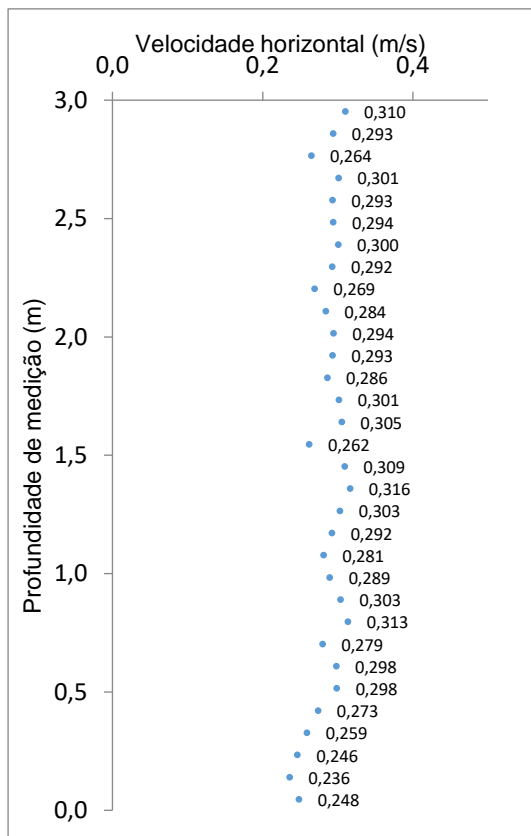


Figura 7. 25 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição c). (Vala 2)

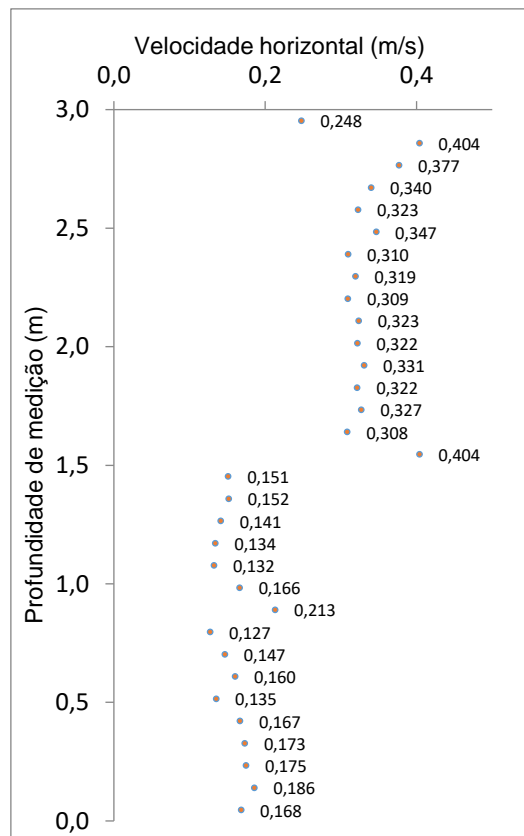


Figura 7. 26 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição b). (Vala 2)

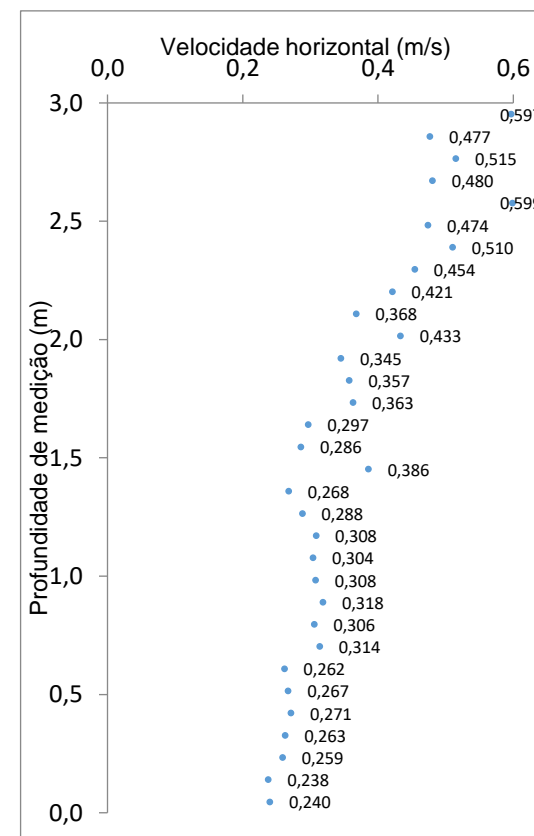


Figura 7. 27 - Velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento referentes à medição 2, no ponto de medição a). (Vala 2)

Globalmente, através da análise das figuras anteriormente apresentadas, verificaram-se velocidades superiores ao valor mínimo de 0,25 m/s e inferiores ao valor máximo de 0,60 m/s em todas as figuras. No entanto, na figura 7.26 as medições no fundo do tanque não cumpriram esse intervalo, o que poderá ser justificado pelas velocidades reduzidas que se verificam junto ao fundo do tanque. À exceção das velocidades anteriormente mencionadas, as restantes encontram-se no intervalo de 0,25 e 0,48 m/s.

Com velocidades médias à meia profundidade de 0,29 m/s no ponto c) (figura 7.25), de 0,33 m/s no ponto b) (figura 7.26) e 0,44 m/s no ponto a) (figura 7.27). Por outro lado, quando medidos em profundidade esses valores foram de 0,28 m/s no ponto c) (figura 7.25), de 0,16 m/s no ponto b) (figura 7.26) e de 0,29 m/s no ponto a) (figura 7.27).

Em resumo, aquando da utilização do agitador verificaram-se velocidades horizontais bastante satisfatórias, dentro da faixa típica em valas de oxidação, justificando a utilização do agitador na ausência de arejamento.

7.1.2 ETAR de Santa Cita

As figuras 7.28, 7.29, 7.30, 7.31, 7.32 e 7.33 correspondem às velocidades horizontais referentes à medição 1 da vala 1, realizadas no dia 9 de março.

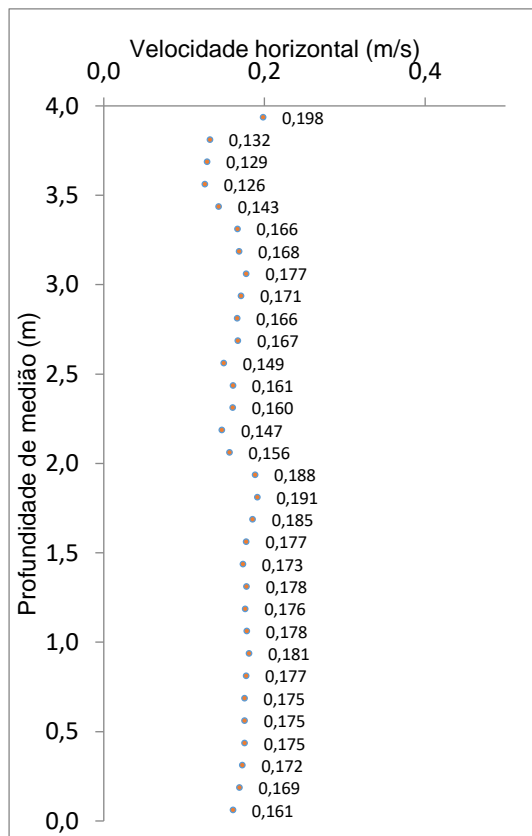


Figura 7. 28 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição a). (Vala 1)

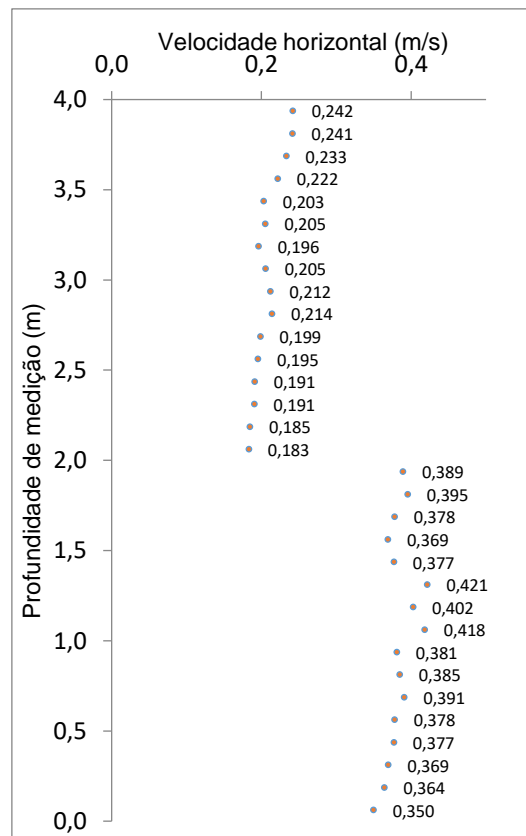


Figura 7. 29 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição b). (Vala 1)

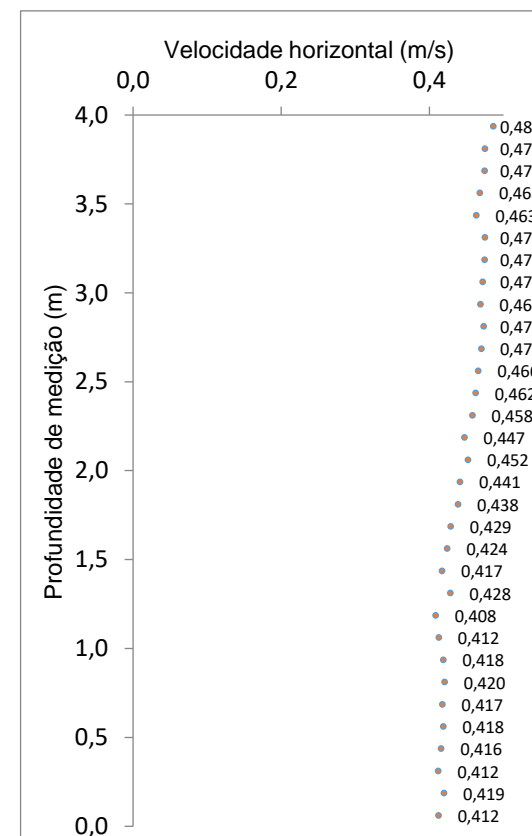


Figura 7. 30 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição c). (Vala 1)

Estas figuras correspondem às medições efetuadas durante o período em que o arejamento estava em funcionamento, sendo por isso expectáveis velocidades superiores a 0,25 m/s. Ao contrário do que se verificou na figura 7.28, onde nenhum dos valores cumpriu a velocidade mínima de 0,25 m/s, com valores inferiores a 0,20 m/s na totalidade das velocidades obtidas. Estas velocidades reduzidas surgiram, possivelmente, pela ausência de arejamento nesse local devido a avaria e, consequentemente acumulação de lamas, para além da localização da medição junto à parede exterior da vala. A acumulação de lamas presente nestes pontos de medição apresenta-se ilustrada no Anexo V.

Na figura 7.29 verificou-se a ocorrência de resultados bastante distintos, nomeadamente superiores e inferiores à velocidade mínima, sendo a medição a meia profundidade onde se verificaram todos os valores inferiores ao valor mínimo de 0,25 m/s, condicionados pela acumulação de lamas nesse local.

Para estes pontos de medição foram obtidos velocidades díspares, nomeadamente para o ponto a) velocidades médias de 0,18 m/s (profundidade) e 0,16 m/s (meia profundidade) podendo comprometer a eficiência do processo, contrariamente ao ponto c) com velocidades médias de 0,42 (profundidade) e 0,47 m/s (meia profundidade), garantindo o fluxo direcional fundamental para o bom funcionamento do tratamento biológico.

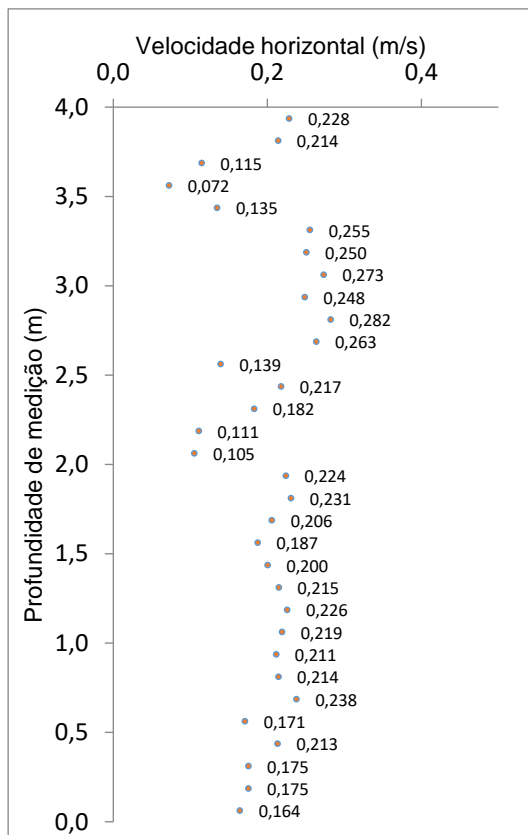


Figura 7. 31 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição d). (Vala 1)

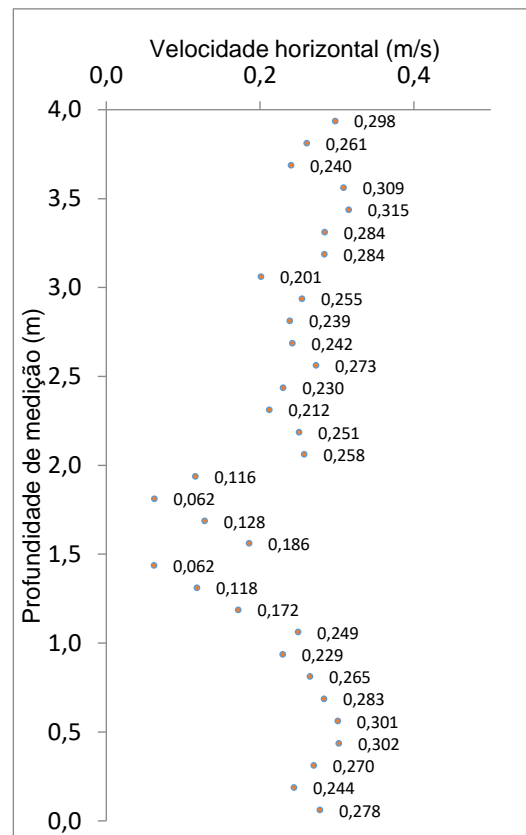


Figura 7. 32 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição e). (Vala 1)

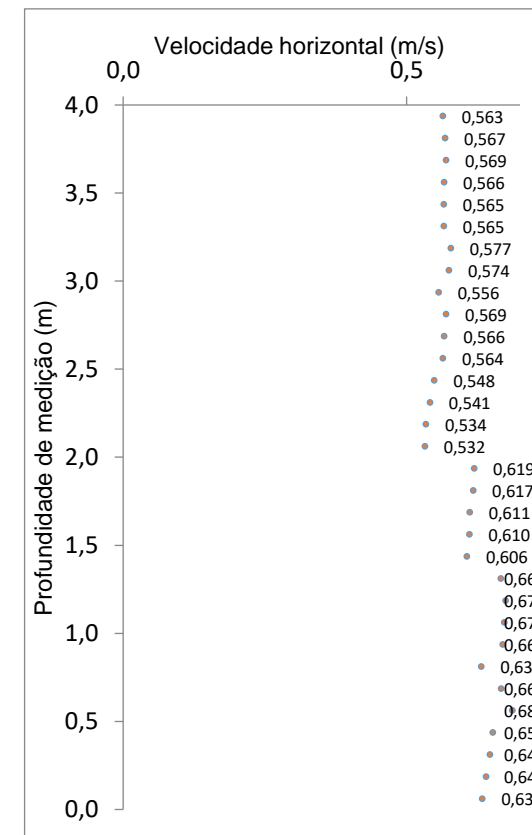


Figura 7. 33 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição f). (Vala 1)

De modo idêntico às figuras anteriores, nas figuras 7.31, 7.32 e 7.33 também eram expectáveis velocidades elevadas, por coincidir com o período de arejamento. No entanto nas figuras 7.31 e 7.32 verificaram-se velocidades bastante dispersas.

No ponto d) (figura 7.31) observaram-se velocidades bastante dispersas, num intervalo entre 0,072 m/s e 0,282 m/s, dominando as velocidades inferiores a 0,25 m/s, não garantindo o fluxo horizontal necessário para o bom funcionamento do tratamento biológico.

Também se verificaram algumas velocidades díspares no ponto e) (figura 7.32), num intervalo de valores entre 0,062 m/s e 0,315 m/s, com domínio de velocidades superiores 0,25 m/s.

Para estes dois pontos de medição foram obtidas as seguintes velocidades médias, em profundidade de 0,20 m/s no ponto d) (figura 7.31) e de 0,20 m/s no ponto e) (figura 7.32) e a meia profundidade de 0,19 m/s no ponto d) (figura 7.31) e de 0,26 m/s no ponto e) (figura 7.32).

No ponto f) (figura 7.33), contrariamente aos dois anteriores, verificaram-se velocidades bastante idênticas e elevadas, nomeadamente na medição em profundidade onde todos os valores ultrapassaram os 0,60 m/s de velocidade máxima recomendada para o funcionamento adequado da vala de oxidação, originando uma velocidade média de 0,64 m/s. Neste caso, foram potenciados fenómenos de ressalto hidráulico, erosão excessiva entre outros fenómenos indesejáveis.

As figuras 7.34, 7.35 ilustram as medições realizadas do lado oposto do septo da vala 1.

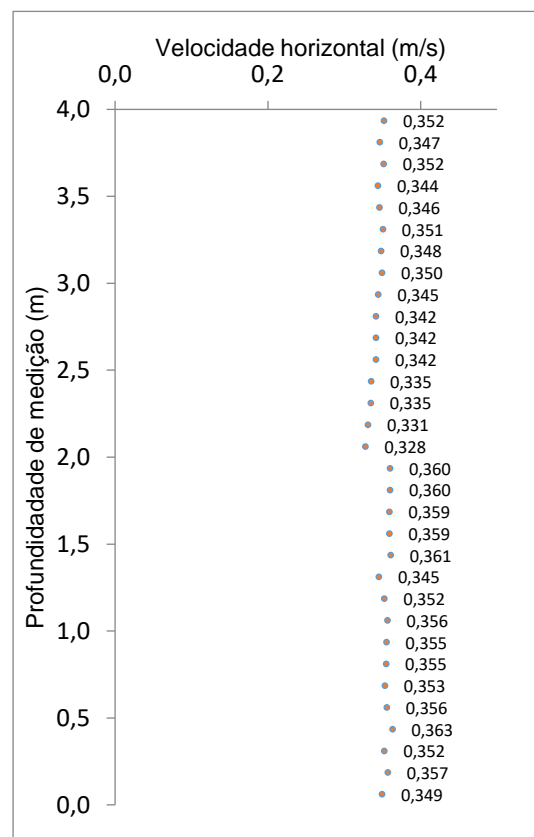


Figura 7. 34 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição g). (Vala 1)

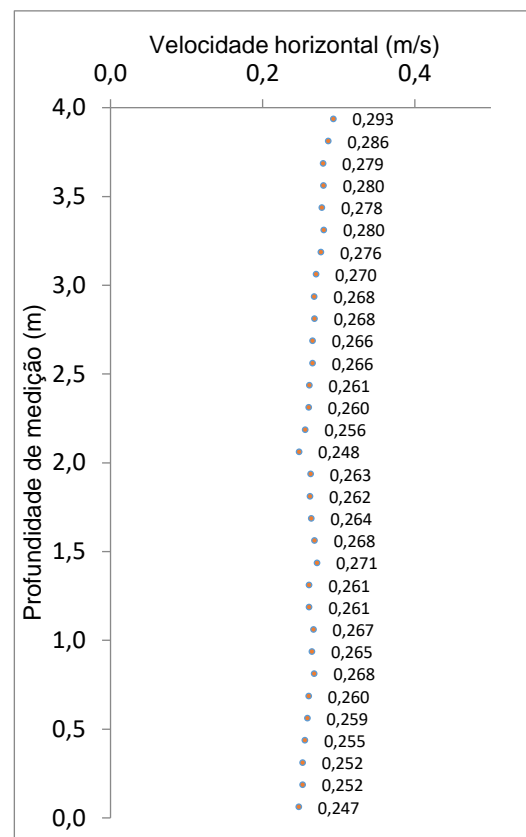


Figura 7. 35 - Velocidades horizontais na ETAR de Santa Cita referentes à medição 1, no ponto de medição h). (Vala 1)

As figuras 7.34 e 7.35 coincidiram com o período de funcionamento do arejamento, onde se verificaram as velocidades esperadas superiores a 0,25 m/s para a totalidade dos resultados.

No ponto g) verificaram-se várias velocidades de 0,35 m/s, descrita como a velocidade capaz de garantir as melhores condições de mistura e arejamento.

Para ambos os pontos de medição verificaram-se velocidades médias suficientes para garantir a suspensão de sólidos, designadamente para o ponto g) velocidade de 0,36 m/s (profundidade) e 0,34 m/s (meia profundidade) e 0,26 m/s (profundidade) e 0,27 m/s (meia profundidade) para o ponto h).

7.2 Contribuição dos parâmetros quantitativos e qualitativos

7.2.1 Análise dos parâmetros quantitativos

As condições de afluência à ETAR comparativamente às condições para as quais a ETAR foi dimensionada deverão ser tomadas em consideração, uma vez que em caso de sobredimensionamento dos órgãos os custos energéticos da estação de tratamento irão ser superiores.

➤ ETAR do Entroncamento

A ETAR do Entroncamento, tal como referido anteriormente, foi projetada para um caudal médio diário de 6401 m³/dia no ano HP. No ano de 2018, o caudal afluente médio à ETAR foi de 2528 m³/dia, correspondendo a cerca de 40% do HP. No entanto, o ano de 2018 encontra-se a 15 anos do ano HP, de modo que era expectável esta discrepância de caudais.

Na figura 7.36 é possível observar a evolução do caudal afluente ao longo dos meses, bem como o caudal médio do ano 2018.

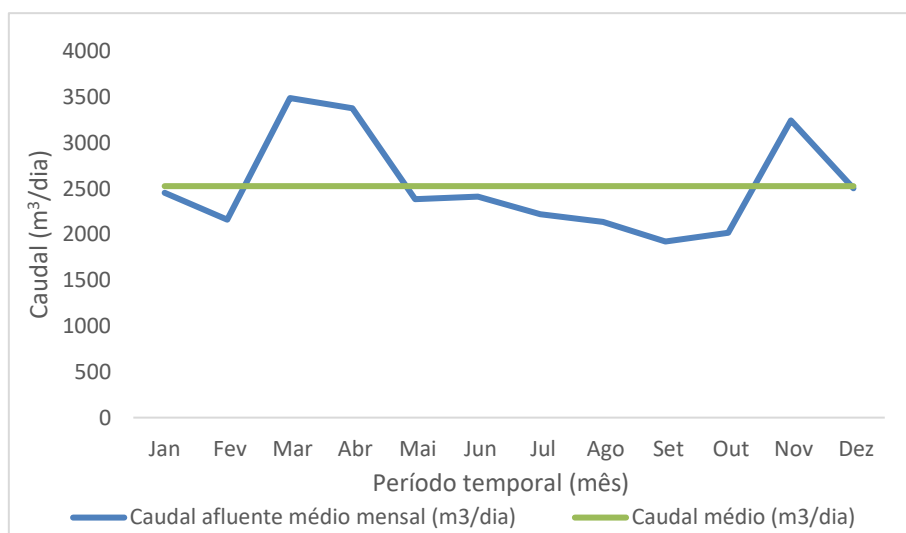


Figura 7. 36 - Caudal afluente médio mensal da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.

Os meses com registo de caudal superior ao caudal médio são março, abril e novembro e os meses de janeiro e dezembro aproximaram-se desse valor, tal pode ser justificado pelos meses do ano em que se verificam maiores volumes de precipitação.

A evolução do caudal afluente ao longo dos meses e o caudal médio do ano de 2019 são apresentados na figura 7.37. No ano de 2019 apenas existem dados referentes aos primeiros seis meses do ano.

Em 2019, o caudal afluente médio foi de 2563 m³/dia, correspondendo a 40% do HP. Deste modo, para ambos os anos em análise, os caudais são claramente inferiores ao caudal do ano de HP.

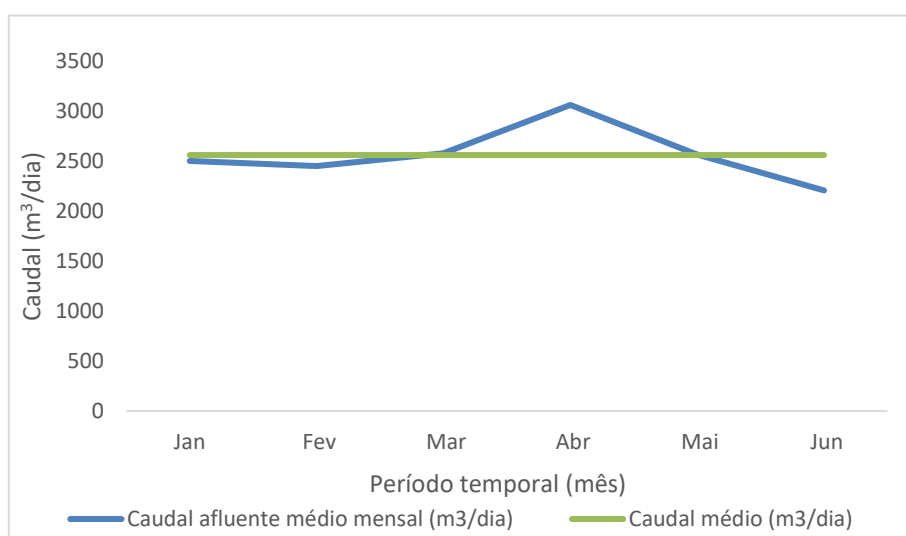


Figura 7. 37 - Caudal afluente médio mensal da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.

De forma idêntica à figura anterior, também na figura 7.37 o mês de abril excedeu o caudal médio de 2563 m³/dia, tendo ocorrido valores muito próximos daquele valor nos meses de janeiro, março e maio, o que se justifica pelo facto de serem meses onde se verificam maiores períodos de precipitação.

➤ ETAR de Santa Cita

Tal como mencionado anteriormente, a ETAR de Santa Cita foi dimensionada para um caudal médio diário de, aproximadamente, 8180 m³/dia no ano HP.

Em 2019, o caudal afluente médio à ETAR foi de 4502 m³/dia, correspondendo a cerca de 55% do HP. Tendo em conta o ano de 2020 para HP eram expectáveis caudais superiores.

A figura 7.38 ilustra a evolução do caudal afluente mensal bem como o caudal médio no ano 2019.

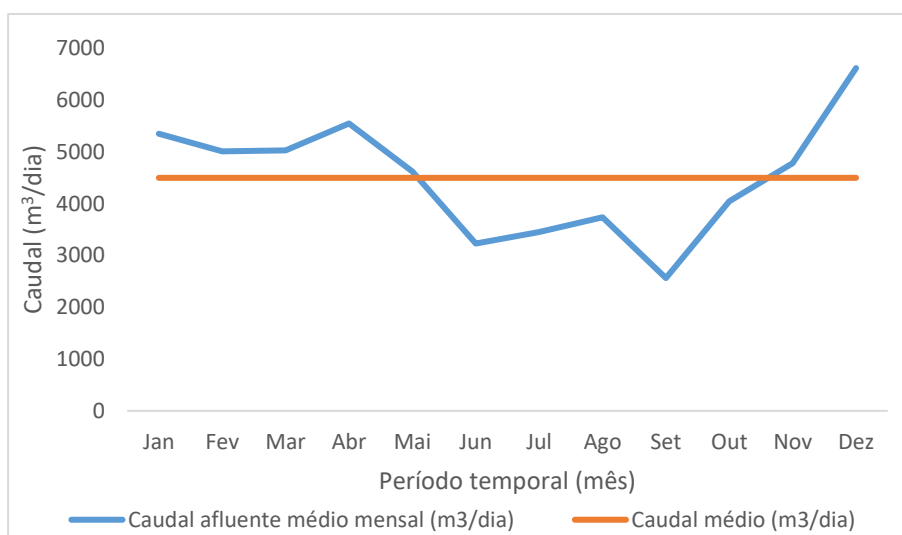


Figura 7. 38 - Caudal afluente médio mensal da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.

Os primeiros cinco meses do ano e os últimos dois meses constituem os meses onde o caudal afluente superou o caudal médio, o que é justificado pelo facto de serem meses onde se verificaram maiores volumes de precipitação.

A evolução do caudal afluente mensal e o caudal médio do ano de 2020 são apresentados na figura 7.39. No ano de 2020 apenas existem dados referentes aos primeiros quatro meses do ano.

Em 2020, o caudal afluente médio foi de 6504 m³/dia, correspondendo a cerca de 80% do caudal de HP. Correspondendo o ano de 2020 ao HP, eram esperados valores mais elevados,

nomeadamente na ordem dos 99%, o que indica um sobredimensionamento dos órgãos, tendo em conta os dados existentes para os primeiros meses do ano.

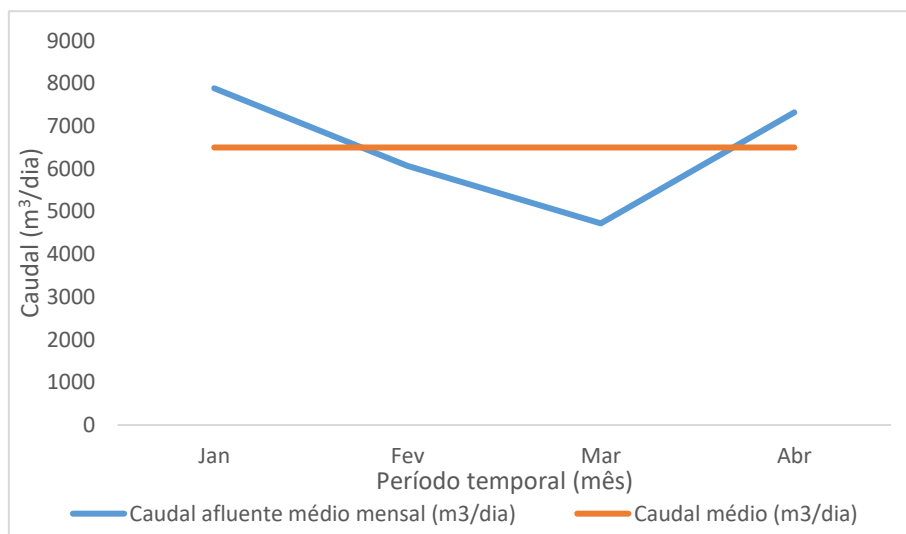


Figura 7. 39 - Caudal afluente médio mensal da ETAR de Santa Cita, no ano 2020.

No ano de 2020, o caudal afluente excede o caudal médio nos meses de janeiro e abril.

7.2.2 Análise dos parâmetros qualitativos

Tendo em conta o enquadramento legal aplicável, as ETAR do Entroncamento e de Santa Cita possuem os seguintes valores de licença relativos à qualidade do efluente tratado a descarregar no meio recetor: carência bioquímica de oxigénio (CBO) a 25 mg/L, carência química de oxigénio (CQO) a 125 mg/L, sólidos suspensos totais (SST) a 35 mg/L, óleos e gorduras a 15 mg/L e azoto total (N_t) a 15 mg/L. Em seguida, o presente trabalho aborda todos estes parâmetros, exceto os óleos e gorduras.

➤ ETAR do Entroncamento

As figuras 7.40, 7.41, 7.42, 7.43, 7.44 e 7.45 que se apresentam de seguida ilustram as concentrações dos parâmetros CBO_5 , CQO, SST e N_t no efluente da ETAR do Entroncamento, referentes aos anos 2018 e 2019. As figuras referentes ao azoto total apenas contêm resultados relativos ao início de cada trimestre.

As figuras 7.40 e 7.41 ilustram os parâmetros CBO_5 , CQO e SST no ano 2018, e os respetivos objetivos de qualidade mencionados anteriormente.

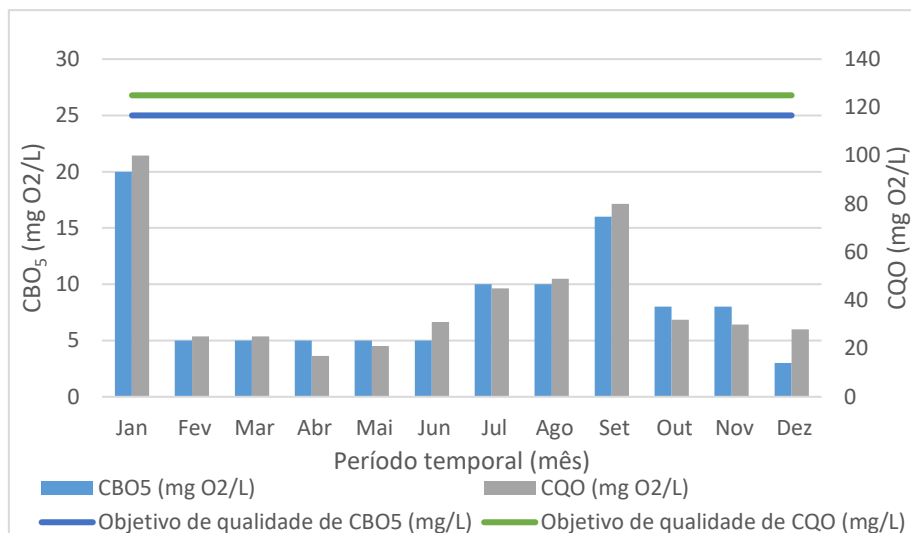


Figura 7. 40 - Carências bioquímica e química de oxigênio no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.

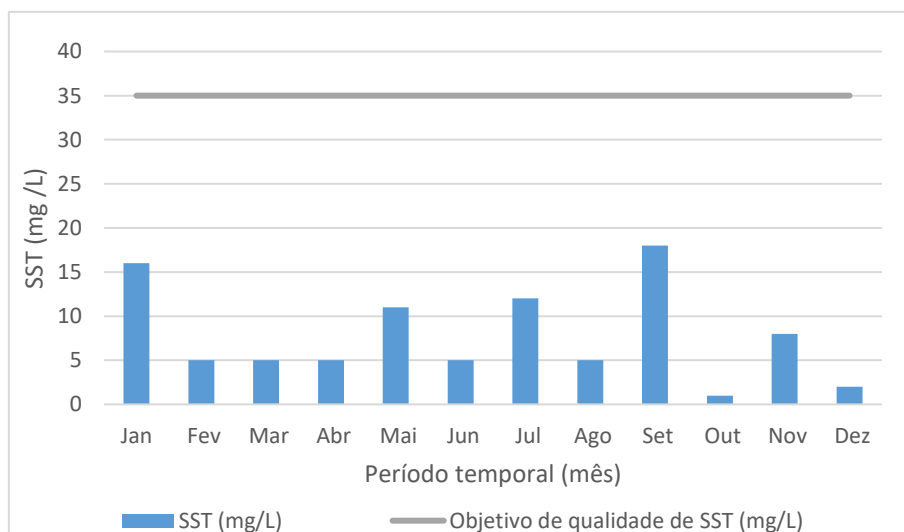


Figura 7. 41 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.

Através da análise das figuras anteriores, é possível verificar o cumprimento dos objetivos de qualidade definidos na ETAR para os parâmetros em estudo.

Segundo ³⁴, as valas de oxidação são capazes de atingir efluentes de boa qualidade, no que diz respeito à remoção de CBO e sólidos, posto isto eram expectáveis os valores obtidos para estes parâmetros.

A figura 7.42 ilustra as concentrações de azoto no ano de 2018 e respetivo objetivo de qualidade.

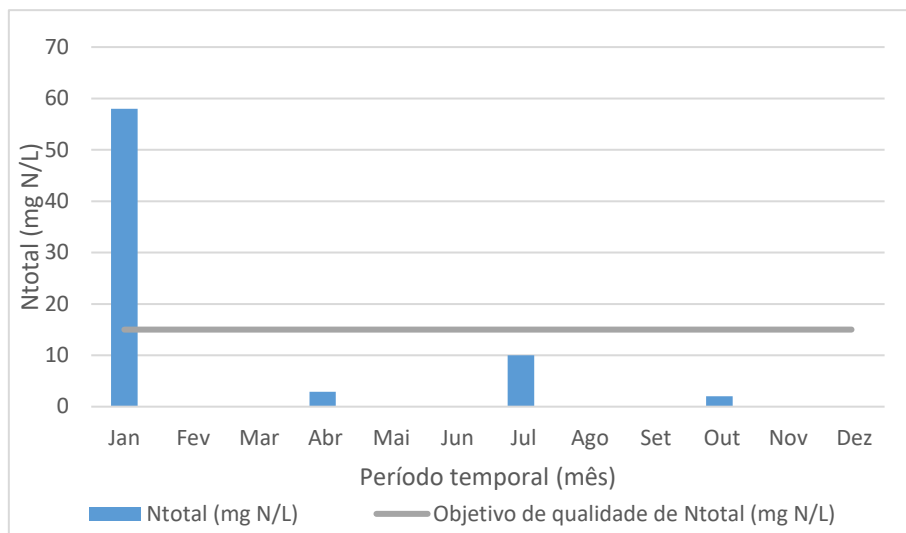


Figura 7. 42 - Concentração de Azoto Total no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2018.

Ao contrário das figuras anteriores, na figura 7.42 o objetivo de qualidade do azoto foi excedido no mês em janeiro. Este valor em excesso pode ser justificado pela ausência de condições favoráveis ao processo de nitrificação/desnitrificação, nomeadamente oxigénio ou ausência deste, em consequência, possivelmente, de velocidades limitantes do processo. Ou seja, se a velocidade for elevada, a taxa de remoção de nitrato é inferior à taxa de remoção de azoto amoniacal, resultando numa reduzida remoção de azoto, ou, se pelo contrário, a velocidade for reduzida, poderão ocorrer limitações de oxigénio.

Nas figuras seguintes (7.43, 7.44 e 7.45) apenas estão apresentados dados referentes ao período de janeiro a junho de 2019.

Os parâmetros CBO₅, CQO e SST e os respetivos objetivos de qualidade estão apresentados nas figuras 7.43 e 7.44, respetivamente.

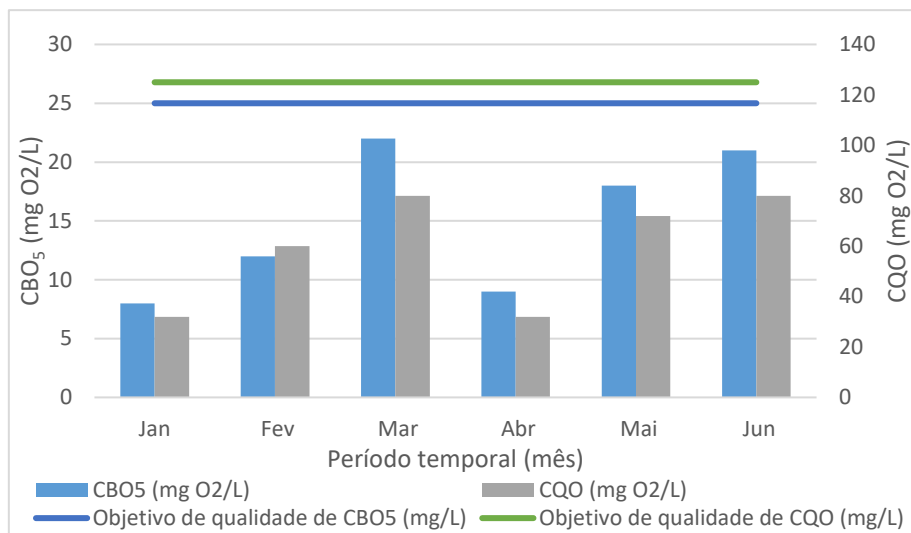


Figura 7. 43 - Carências bioquímica e química de oxigênio no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.

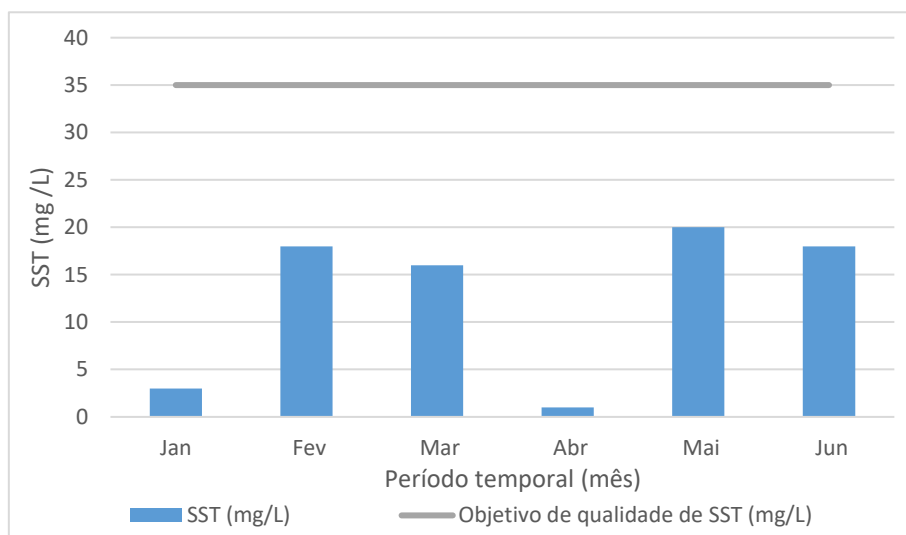


Figura 7. 44 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.

Os parâmetros presentes nas figuras 7.43 e 7.44 são, maioritariamente, removidos no tratamento primário e secundário. Uma vez que a ETAR em estudo funciona em baixa carga, existe apenas tratamento secundário, constituído por reatores biológicos e decantadores secundários. Deste modo, a eficiência desta etapa é avaliada consoante o cumprimento desses valores. Como os objetivos de qualidade presentes nas figuras anteriores foram cumpridos, verificou-se a eficiência do tratamento secundário no período em estudo.

De notar que, eram expectáveis estes valores verificados nas figuras anteriores, uma vez que as valas de oxidação são capazes de atingir efluentes de boa qualidade, no que diz respeito à remoção de CBO e de sólidos.

A figura 7.45 apresenta as concentrações de azoto no ano de 2019 e respetivo objetivo de qualidade.

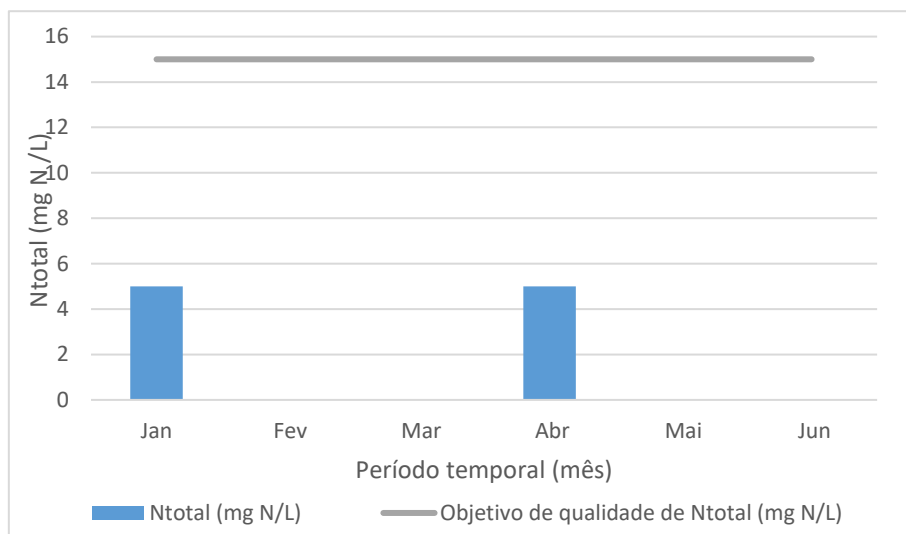


Figura 7. 45 – Concentração de Azoto Total no efluente da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.

O objetivo de qualidade do N_t definido na ETAR foi cumprido ao longo do período em estudo, concluindo-se que ocorreram condições favoráveis ao processo de nitrificação/desnitrificação, associadas a velocidades em conformidade com as necessidades do processo.

Os resultados relativos à eficiência de remoção dos parâmetros encontram-se resumidos nas figuras seguintes (7.46 e 7.47). Os dados de outubro encontram-se em falta devido a uma falha no programa utilizado para recolha de dados.

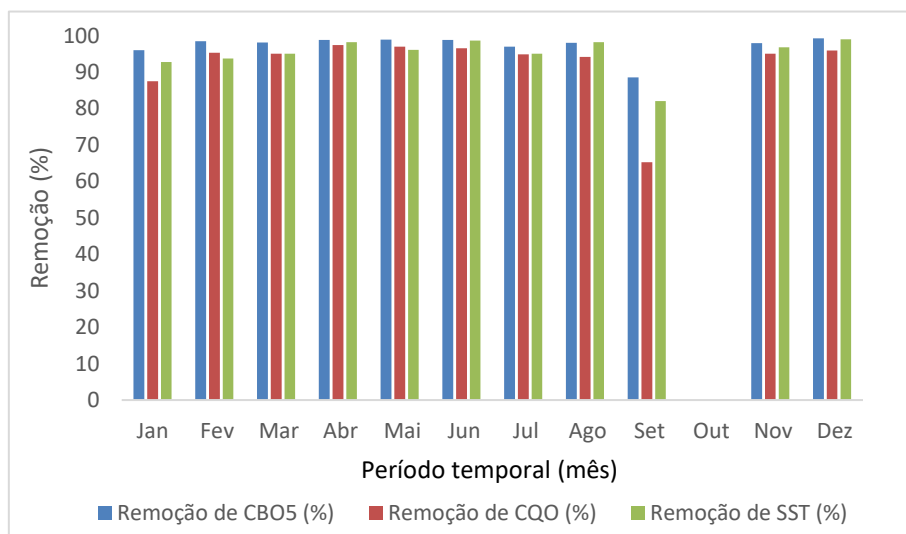


Figura 7. 46 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO_5 no tratamento da ETAR do Entroncamento, durante o ano 2018.

A eficiência de remoção dos parâmetros foi, em média, superior a 90%. Apenas se verificaram eficiências mais reduzidas no mês de setembro, nomeadamente na CQO com 65,2%, o valor mais reduzido de todas as eficiências presentes na figura 7.46. Estas eficiências elevadas evidenciam a eficiência do tratamento do tratamento secundário, nomeadamente no tratamento biológico decorrido nas valas de oxidação.

Identicamente às figuras anteriores referentes ao ano 2019, a figura 7.47 também apresenta apenas dados entre janeiro e junho.

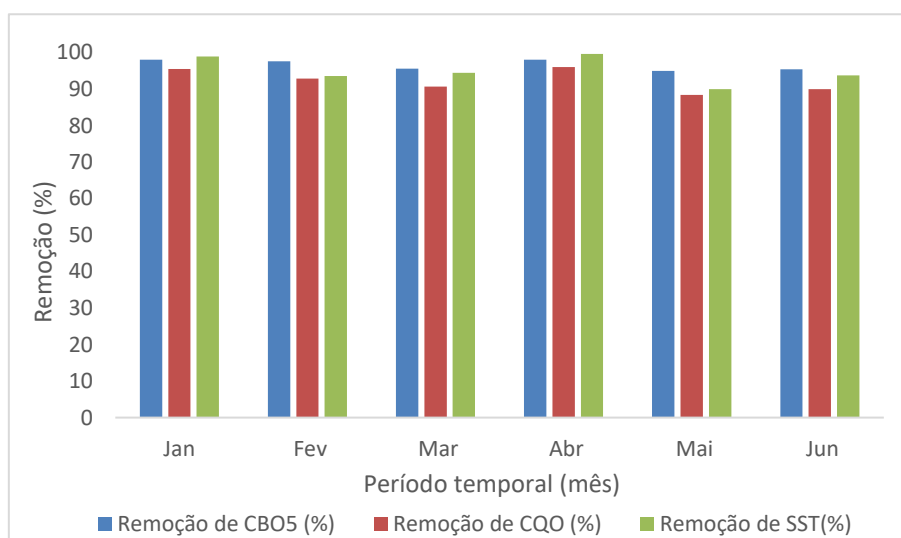


Figura 7. 47 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO₅ no tratamento da ETAR do Entroncamento, durante o ano 2019.

De modo idêntico à figura anterior, as eficiências de remoção na figura 7.47 também são bastante elevadas, isto é, acima de 90%. Evidenciando a eficiência do tratamento do tratamento secundário, nomeadamente no tratamento biológico decorrido nas valas de oxidação.

➤ ETAR de Santa Cita

As figuras que se apresentam de seguida ilustram as concentrações dos parâmetros CBO₅, CQO, SST e N_t no efluente da ETAR de Santa Cita, referentes aos anos 2019 e 2020.

As figuras 7.48 e 7.49 ilustram os parâmetros CBO₅, CQO e SST no ano 2019, e os respetivos objetivos de qualidade.

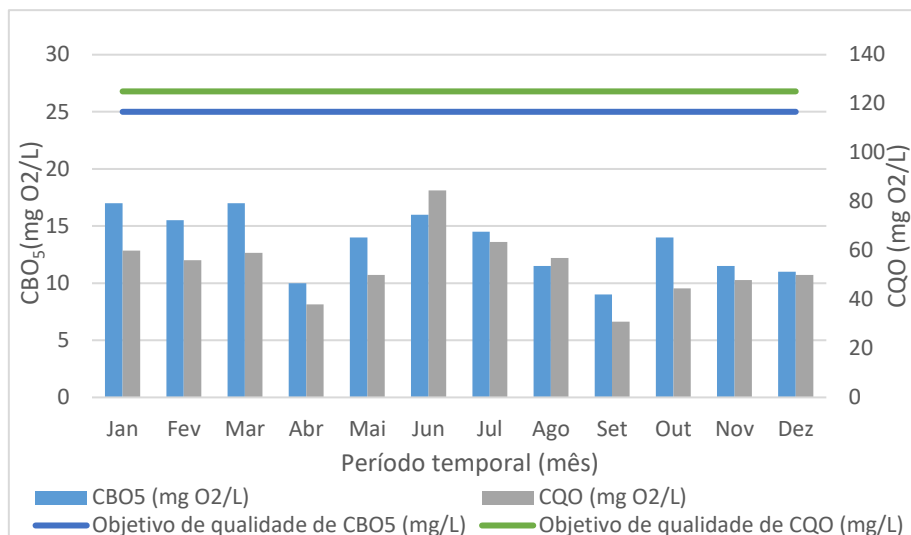


Figura 7. 48 - Carências bioquímica e química de oxigênio no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.

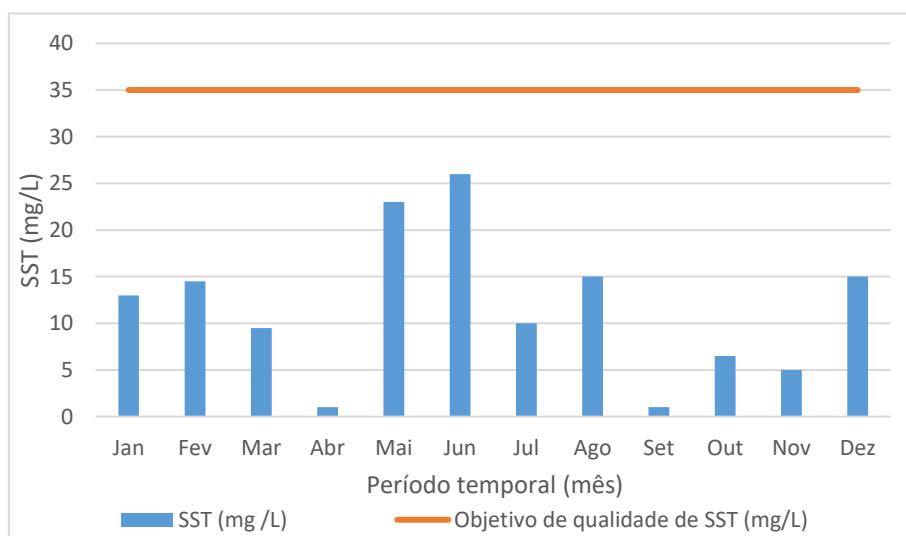


Figura 7. 49 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.

Da análise das figuras anteriores verifica-se o cumprimento dos objetivos de qualidade definidos para a ETAR, parâmetros removidos, maioritariamente, no tratamento secundário, uma vez que a ETAR em estudo funciona em baixa carga. Indicando a eficiência do tratamento secundário no período em estudo, associada a, eventualmente, velocidades horizontais no tratamento biológico capazes de garantir a transferência de oxigênio através do transporte do mesmo.

De notar que eram esperados estes valores verificados nas figuras anteriores, uma vez que as valas de oxidação são capazes de atingir efluentes de boa qualidade, no que diz respeito à remoção de CBO e de sólidos.

A figura 7.50 apresenta as concentrações de azoto no ano de 2020 e respetivo objetivo de qualidade.

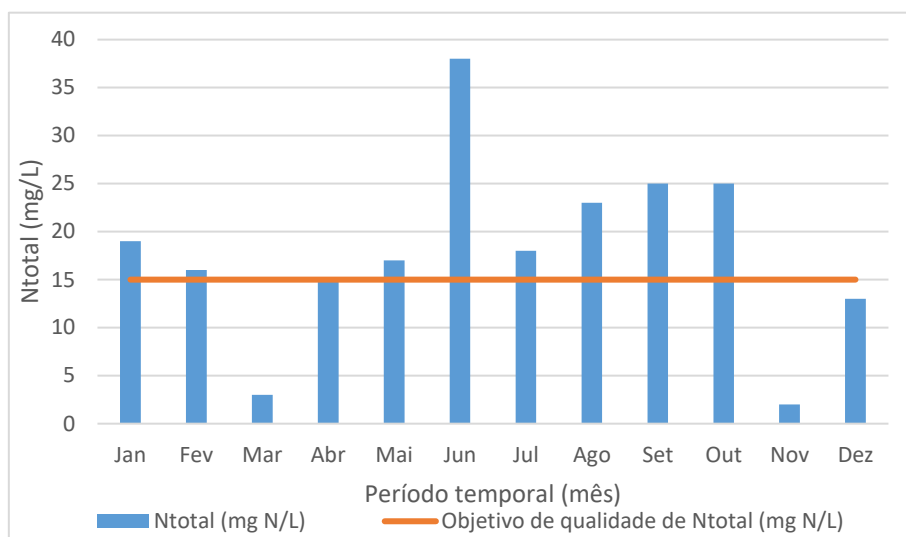


Figura 7. 50 - Concentrações de Azoto Total no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.

Da análise da figura 7.50 verifica-se que ocorreram vários incumprimentos relativamente ao objetivo de qualidade definido, sendo os meses de março, abril, novembro e dezembro os únicos meses onde o valor de 15 mg/L foi cumprido, levando a deduzir a ausência de condições de nitrificação/desnitrificação nas valas de oxidação.

Através da comparação das concentrações de N_t (figura 7.50) e NH_4^+ (tabela 7.1), verificou-se em ambos a maior concentração no mês de junho, evidenciando a ausência de condições favoráveis ao processo de nitrificação, nomeadamente zonas ricas em oxigénio.

Tabela 7. 1 - Concentrações de NH_4^+ no efluente tratado na ETAR de Santa Cita, no ano 2019.

Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
NH_4^+ (mg/L)	5	7	5	13	12	27	4	9	3	2	2	2

Os meses de abril e maio com concentrações de 13 mg/L e 12 mg/L, respetivamente, também coincidem com concentrações mais elevadas de N_t , indicando, igualmente ausência de condições propícias ao processo de nitrificação.

Apesar das restantes concentrações de azoto amoniacal no efluente serem reduzidas, tal não sucedeu com as concentrações de azoto total nos meses de janeiro, fevereiro, julho, agosto, setembro e outubro, em que não foi cumprido o valor legislado, demonstrando a ausência de

condições favoráveis ao processo nitrificação/desnitrificação. Assim, e dado que o azoto amoniacal cumpriu o valor legislado de 10 mg/L, é possível concluir que não houveram condições favoráveis ao processo de desnitrificação, possivelmente relacionadas com velocidades elevadas responsáveis pela diminuição das zonas anóxicas e, conseqüentemente, a taxa de desnitrificação.

Em 2020, existem somente dados referentes aos primeiros quatro meses do ano dos parâmetros CBO₅, CQO e SST e apenas o mês de janeiro para o azoto logo não se justifica gráfico para este último.

As figuras 7.51 e 7.52 ilustram os parâmetros CBO₅, CQO e SST e os cumprimentos dos respetivos objetivos de qualidade.

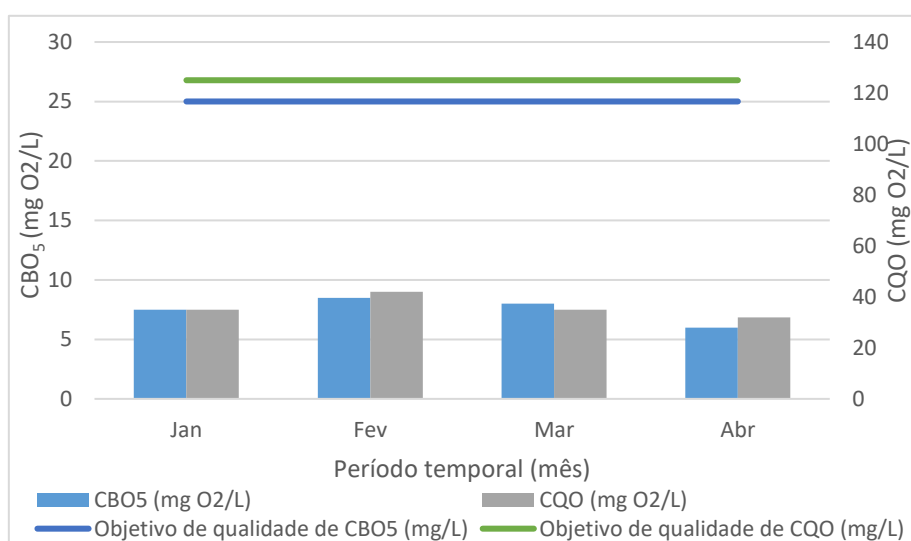


Figura 7. 51 - Carências bioquímica e química de oxigénio no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2020.

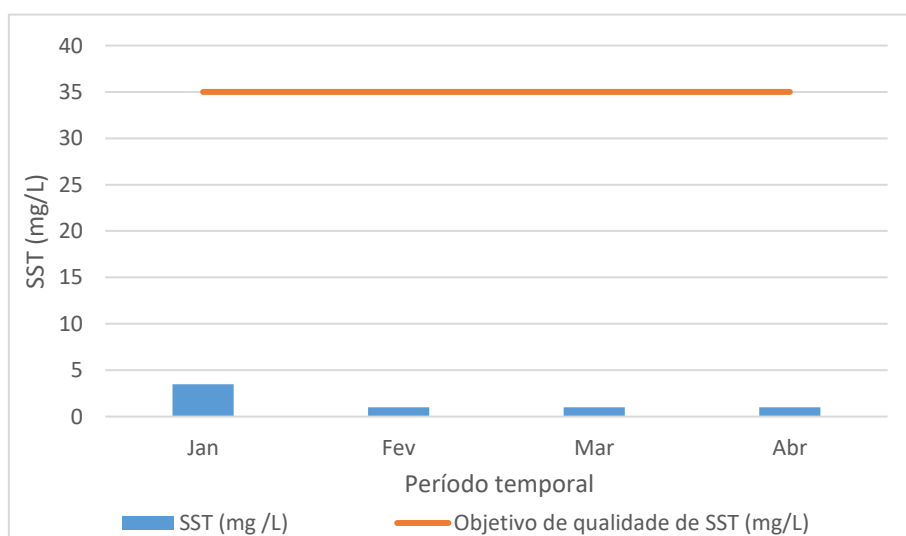


Figura 7. 52 - Concentração de sólidos suspensos totais no efluente da ETAR de Santa Cita, no ano 2020.

Da análise das figuras anteriores, é possível constatar o cumprimento dos objetivos de qualidade para os três parâmetros, que são, maioritariamente, removidos no tratamento secundário, uma vez que a ETAR em estudo funciona em baixa carga. Indicando a eficiência do tratamento secundário no período em estudo, associada a, eventualmente, velocidades horizontais no tratamento biológico capazes de garantir a transferência de oxigénio através do transporte do mesmo.

De notar que eram esperados os resultados verificados nas figuras anteriores, uma vez que as valas de oxidação são capazes de atingir efluentes de boa qualidade, no que diz respeito à CBO e remoção de sólidos.

A concentração de N_t no mês de janeiro foi 18 mg N/L, não cumprindo o objetivo de qualidade, tal como na maioria dos valores de 2019, evidenciando a ausência de condições favoráveis ao processo de nitrificação/desnitrificação. Através da análise da tabela 7.2, que apresenta as concentrações de azoto amoniacal referentes ao ano 2020, verificou-se uma concentração de NH_4^+ de 3 mg/L no mês de janeiro, demonstrando a ocorrência do processo de nitrificação. Posto isto, e dado que o NH_4^+ cumpriu o valor legislado de 10 mg/L, conclui-se a inexistência de condições favoráveis ao processo de desnitrificação, nomeadamente concentrações reduzidas ou nulas de OD, não permitindo a remoção do N_t .

Tabela 7. 2 - Concentrações de NH_4^+ no efluente tratado na ETAR de Santa Cita, no ano 2020.

Mês	Jan	Fev	Mar
NH_4^+ (mg/L)	3	3	12

As figuras 7.53 e 7.54 exemplificam os resultados obtidos do cálculo da eficiência de remoção dos parâmetros.

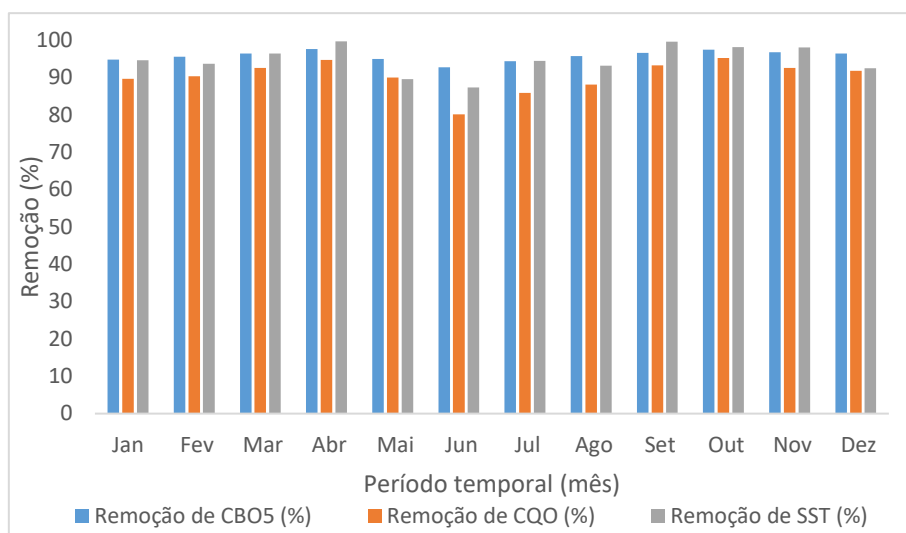


Figura 7. 53 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO₅ no tratamento da ETAR de Santa Cita, durante o ano 2019.

Na generalidade dos resultados os parâmetros apresentaram elevadas eficiências de remoção, em média, superiores a 90%. Somente nos meses de maio e junho a percentagem de remoção SST foi inferior aos 90%, no entanto muito próxima desse valor. Estas eficiências elevadas evidenciam a eficiência do tratamento do tratamento secundário, nomeadamente no tratamento biológico decorrido nas valas de oxidação.

Identicamente a figuras anteriores com dados de 2020, a figura abaixo apresentado apenas apresenta dados para os primeiros 4 meses do ano.

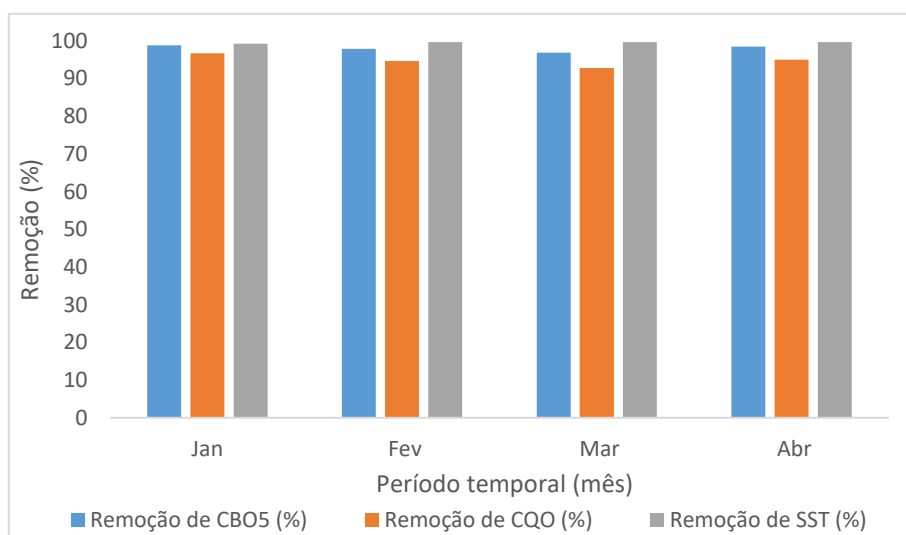


Figura 7. 54 - Eficiência de remoção do SST, CQO e CBO₅ no tratamento da ETAR de Santa Cita, durante o ano 2020.

Os parâmetros ilustrados na figura 7.54 cumpriram na totalidade os requisitos de remoção, apresentando valores superiores a 90%. Estas eficiências elevadas evidenciam a eficiência do tratamento do tratamento secundário, nomeadamente no tratamento biológico decorrido nas valas de oxidação.

7.3 Consumo energético

O consumo energético em ETAR representa uma parte das necessidades energéticas do país, sendo o tratamento biológico o maior consumidor, associado, maioritariamente, ao arejamento e mistura. O Anexo II apresenta os consumos energéticos das ETAR em estudo nos anos 2019 e 2020.

A variação do consumo energético está associado, fundamentalmente ao caudal e carga orgânica afluente à ETAR, onde caudais elevados exigem maiores necessidades energéticas, nomeadamente de arejamento.

A ETAR com maior consumo energético é evidenciada através da comparação de ambos os consumos energéticos totais, com 872 083 kWh na ETAR do Entroncamento e de 1 977 017 kWh na ETAR de Santa Cita. De notar que as valas de ETAR de Santa Cita estão providas de cinco arejadores e quatro agitadores cada uma, enquanto a ETAR do Entroncamento contém um arejador e um agitador para cada vala, o que contribui também para um consumo energético superior na ETAR de Santa Cita.

Os consumos energéticos associados aos equipamentos de mistura e arejamento foram estimados com base nos seguintes valores médios: 55% de consumo total da ETAR para o arejador e 12,5% para o agitador.

7.3.1 ETAR do Entroncamento

As tabelas 7.3 e 7.4 apresentam os consumos energéticos dos equipamentos referentes ao período entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, respetivamente.

Tabela 7. 3 - Consumos energéticos estimados da ETAR do Entroncamento, no ano 2019.

Mês	Consumo energético dos equipamentos (kWh)	
	Arejador	Flowmaker
Jan	36236	8235
Fev	32903	7478
Mar	38594	8771
Abr	39412	8957
Mai	40917	9299
Jun	45146	10260
Jul	37034	8417
Ago	45082	10246
Set	45739	10395
Out	43922	9982
Nov	39409	8957
Dez	35252	8012

Da análise da tabela 7.2 foi possível verificar os elevados consumos energéticos associados ao arejamento, uma vez que a percentagem usada para estimar o seu consumo foi significativamente superior ao do flowmaker. O valor mínimo estimado para ambos os equipamentos foi registado no mês de fevereiro (32 903 kWh e 7478 kWh) e o valor máximo no mês de setembro (45 739 kWh e 10 395 kWh), associados aos consumos energéticos da ETAR nesses meses. Os consumos elevados podem ser justificados pela necessidade de maior remoção de carga orgânica e, consequentemente, maiores necessidades de arejamento e mistura.

Tabela 7. 4 - Consumos energéticos estimados da ETAR do Entroncamento, no ano 2020.

Mês	Consumo energético dos equipamentos (kWh)	
	Arejador	Flowmaker
Jan	35063	7969
Fev	39024	8869

Apesar de constarem apenas dados referentes a dois meses na tabela 7.3, a tendência dos consumos estimados é diferente aos valores anteriores, sendo o mês de fevereiro onde se verificaram os maiores consumos.

7.3.2 ETAR de Santa Cita

As tabelas 7.5 e 7.6 apresentam os consumos energéticos dos equipamentos referentes ao período entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, respetivamente.

Tabela 7. 5 - Consumos energéticos estimados da ETAR de Santa Cita, no ano 2019.

Mês	Consumo energético dos equipamentos (kWh)	
	Arejador	Flowmaker
Jan	117015	26594
Fev	103936	23622
Mar	99248	22556
Abr	91925	20892
Mai	94335	21440
Jun	86559	19673
Jul	92152	20944
Ago	79226	18006
Set	76479	17382
Out	78664	17878
Nov	85248	19375
Dez	82573	18767

Uma vez que a ETAR de Santa Cita é considerada umas das ETAR com maior consumo energético, associado ao equivalente populacional e, conseqüentemente ao caudal e carga orgânica afluentes, eram esperados consumos energéticos mais elevados comparativamente à ETAR do Entroncamento.

Para ambos os equipamentos o valor mínimo estimado foi registado no mês de setembro (76 479 kWh e 17 382 kWh) e o valor máximo no mês de janeiro (117 015 kWh e 26 594 kWh), associados aos consumos energéticos da ETAR nesses meses. Os consumos elevados podem ser justificados por necessidades elevadas de arejamento e mistura, devido à elevada carga orgânica afluente.

Tabela 7. 6 - Consumos energéticos estimados da ETAR de Santa Cita, no ano 2020.

Mês	Consumo energético dos equipamentos (kWh)	
	Arejador	Flowmaker
Jan	71919	16345
Fev	62872	14289

Identicamente à tabela anterior, e apesar de constarem apenas dados referentes a dois meses na tabela 7.5, a tendência do consumo energético é idêntica, onde o valor estimado mais elevado surge em janeiro.

Ambas as ETAR em estudo operam estes equipamentos de forma intermitente, ou seja, cada equipamento funciona na ausência do outro, garantindo velocidades capazes de manter a biomassa em suspensão, e no caso do arejamento, fornecer oxigénio à biomassa. Este modo de

funcionamento, por serem operações a que estão associados elevados consumos energéticos, permite uma economia do consumo energético nas ETAR em estudo.

A partir dos consumos energéticos estimados apresentados anteriormente, conclui-se que os consumos associados aos agitadores representam uma parte significativa no consumo energético das ETAR, no entanto são os arejadores que têm maior foco nos trabalhos de otimização energética.

7.3.3 Síntese dos resultados

Com base nos resultados apresentados anteriormente, verificou-se que embora algumas velocidades não cumprissem a faixa entre 0,25-0,60 m/s, os objetivos de qualidade foram cumpridos na sua maioria em ambas a ETAR, assim como as eficiências obtidas na ordem dos 90%. Posto isto, e com o objetivo de reduzir os consumos energéticos, propõe-se a redução das horas de funcionamento de arejamento, devido ao elevado consumo energético associado, aumentando as horas de mistura, garantindo sempre a qualidade do efluente. Ou, uma proposta mais exigente, interromper o funcionamento de ambos os equipamentos durante o período em que a carga afluente é reduzida.

Por forma a garantir a eficiência do tratamento, e ter uma análise mais rigorosa das consequências destas medidas, devem ser monitorizados alguns parâmetros, nomeadamente o OD na vala, o nitrato no efluente, o caudal afluente, as lamas à saída da vala e a sedimentação de sólidos no reator. De notar que apesar do arejamento reduzido, possibilitando a existência de concentrações reduzidas de OD, a nitrificação poderá não ficar comprometida, uma vez que a idade de lamas em valas de oxidação é elevada.

De salientar que, velocidades na ordem dos 0,25-0,35 m/s são capazes de garantir a suspensão da biomassa e a eficiência do tratamento. No entanto, podem ser determinados os valores ótimos de velocidade tendo em conta a maior remoção total de azoto em combinação com o menor consumo energético possível.

8. Conclusões

No presente trabalho foram estudados os impactos das velocidades horizontais em valas de oxidação nos processos de tratamento de águas residuais, assim como os consumos energéticos associados às mesmas, recorrendo à análise de velocidades recolhidas nas ETAR do Entroncamento e de Santa Cita. Adicionalmente, foram também analisados alguns parâmetros qualitativos e quantitativos por forma a analisar o cumprimento dos objetivos de qualidade.

As velocidades observadas na ETAR do Entroncamento durante o funcionamento do arejador ou do agitador foram satisfatórias e idênticas, cumprindo, na maioria das vezes, os 0,25 m/s de velocidade. Durante o funcionamento do arejador as velocidades mais elevadas encontraram-se maioritariamente na medição realizada a meia profundidade no centro da vala, relacionadas com o posicionamento do equipamento. No entanto, algumas medições realizadas nesse mesmo ponto b) mas em profundidade foram afetadas pela turbulência causada pelo arejador, dificultando a posição do equipamento medidor e, consequentemente os resultados obtidos.

Geralmente, as velocidades apresentaram valores mais reduzidos no lado oposto da localização do arejador/agitador (outro lado do septo), resultantes do percurso percorrido e da ausência de fluxo nesse mesmo local.

Na ausência de ambos os equipamentos de geração de fluxo, verificaram-se velocidades bastante reduzidas na ETAR do Entroncamento, na ordem dos 0,01 m/s aos 0,1 m/s, nomeadamente logo após a interrupção do arejamento/agitação, demonstrando a relevância destes dispositivos na obtenção das velocidades horizontais necessárias para a eficiência do processo e analogamente, o cumprimento dos objetivos de qualidade.

Na ETAR de Santa Cita devido a avaria do equipamento medidor apenas foram apresentados resultados de “medição 1” na vala 1.

As medições realizadas num dos lados do septo da vala da ETAR de Santa Cita foram afetadas pela avaria de um dos arejadores, originando velocidades médias de 0,18 m/s e 0,16 m/s no ponto a), nas medições em profundidade e a meia profundidade, respetivamente, e 0,21 m/s na medição a meia profundidade no ponto b). As restantes velocidades para os pontos b) e c) são bastante superiores aos 0,25 m/s de velocidade mínima. Do lado oposto do septo, as velocidades, apesar de dispersas, são também reduzidas nos pontos d) e e) exatamente nas mesmas profundidades de medição dos pontos a) e b), respetivamente. Ao contrário do sucedido no ponto f), onde se verificaram velocidades superiores a 0,6 m/s, potenciando fenómenos de ressalto hidráulico, erosão excessiva entre outros fenómenos indesejáveis.

Relativamente aos parâmetros quantitativos, o caudal afluyente médio no ano de 2020 até à data na ETAR de Santa Cita correspondeu a cerca de 80% do caudal HP. Dado que o presente ano é o HP eram esperados valores mais elevados, nomeadamente na ordem dos 99%, o que indica um sobredimensionamento dos órgãos, tendo em conta os dados existentes para os primeiros meses do ano, podendo resultar numa perda de eficiência do ponto de vista energético. A ETAR do Entroncamento apresenta o ano 2033 como HP, por isso eram expectáveis valores mais reduzidos, designadamente 40% do caudal afluyente médio no ano de 2019 dos dados estudados.

Globalmente, na ETAR do Entroncamento foram cumpridos os objetivos de qualidade nos anos em estudo para os parâmetros qualitativos, assim como as eficiências de remoção superiores a 90%. Na ETAR de Santa Cita nos anos em estudo, os parâmetros CBO₅, CQO e SST cumpriram na totalidade os objetivos de qualidade, como era esperado tendo em conta o reator biológico ser materializado por valas de oxidação. Ao contrário do azoto, onde o objetivo de qualidade legislado não foi cumprido em vários meses, evidenciando dificuldades ao proporcionar condições para a realização de nitrificação e desnitrificação, provavelmente demonstrando alguns dificuldades com velocidades horizontais adequadas.

Uma vez que os arejadores e agitadores são responsáveis por uma parte do elevado consumo associado ao tratamento biológico, era fundamental analisar os seus consumos. Verificando-se consumos energéticos mais elevados por parte do arejador, devido ao valor de 55% utilizado para estimar o seu consumo, comparativamente ao agitador onde foi considerado um valor de 12,5%. Como esperado na ETAR de Santa Cita verificaram-se consumos energéticos mais elevados, por ser uma ETAR com um equivalente populacional superior à ETAR do Entroncamento, assim como um número superior de equipamentos utilizados nas valas de oxidação para originar a velocidade horizontal.

Ao longo deste trabalho surgiram algumas dificuldades, que não permitiram, por vezes, obter resultados fiáveis necessários para conclusões essenciais para o trabalho, designadamente, a avaria do equipamento de medição logo no início da campanha, condicionando os resultados obtidos por conterem apenas 3 das 16 velocidades necessárias para definir um perfil de velocidades na vala. Também a avaria dos equipamentos nas valas, nomeadamente um agitador na vala 1 da ETAR do Entroncamento e um arejador na vala estudada na ETAR de Santa Cita, impediram a obtenção de resultados que espelhassem o funcionamento projetado da vala. Outro fator condicionante dos resultados foi a turbulência causada pelos equipamentos de arejamento e mistura que alteravam a posição do sensor e, influenciaram os resultados obtidos assim como, por vezes, impossibilitaram a realização das medições nesses locais. Por fim, sucedeu a avaria do equipamento de medição aquando a realização da campanha de medição na ETAR de Santa Cita, que impossibilitou a conclusão da campanha na ETAR. Em suma, este trabalho realizado nas ETAR do Entroncamento e Santa Cita foi muito positivo e enriquecedor, permitindo-me tomar conhecimento de alguns dos trabalhos e problemas ocorridos em ETAR diariamente, assim como contribuir para esta lacuna que são as velocidades horizontais em valas de oxidação e a influência dos equipamentos.

Para um futuro trabalho, sugere-se a realização de novas campanhas de medição mais extensas e realizadas quando todos os equipamentos de arejamento e mistura estiverem operacionais, possibilitando conclusões que espelhem o correto funcionamento da vala. Por outro lado, propõe-se a redução das horas de funcionamento dos equipamentos, garantindo a qualidade do efluente. Avaliando as seguintes situações:

- Consumos energéticos e qualidade do efluente aquando a redução das horas de funcionamento de arejamento e aumento das horas de mistura;
- Consumos energéticos e qualidade do efluente aquando a interrupção do funcionamento do arejador e agitador durante período em que a carga influente é reduzida.

9. Referências bibliográficas

1. Rao, D. G., Senthilkumar, R., Byrne, J. A. & Feroz, S. *Wastewater treatment - Advanced Processes and Technologies*. (2013).
2. Metcalf & Eddy. *Wastewater engineering - Treatment and Reuse*. (2003).
3. Sperling, M. von. Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. in *Biological Wastewater Treatment Series* (2007).
4. Bui, X.-T., Chiemchaisri, C., Fujioka, T. & Varjani, S. *Water and Wastewater Treatment Technologies*. (2019).
5. Gray, N. *Biology of wastewater treatment*. (2004).
6. Quevauviller, P., Thomas, O. & Van Der Beken, A. *Wastewater Quality Monitoring and Treatment*. (John Wiley & Sons, 2006).
7. Water Environmental Federation. *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*. (2008).
8. Environmental Protection Agency (EPA). *Wastewater Treatment Manuals - Primary, secondary and tertiary treatment*. (1997).
9. Environmental Protection Agency (EPA). Evaluation of Oxidation Ditches for Nutrient Removal. (1992).
10. Moore, L. Enhancing the Performance of Oxidation Ditches. *Univ. Memphis* (2006).
11. Thomas E. Coleman, Y., W. Brent Denham, N., Darrel S. Fleischman, E. & Stensel, H. D. Oxidation ditch modification and automated control system for nitrogen removal and sludge settling improvements. *United States Patent* (1993).
12. Environmental Protection Agency (EPA). Small Community water and wastewater treatment. (1992).
13. Abusam, A., Keesman, K. J., Spanjers, H., Van Straten, G. & Meinema, K. Effect of oxidation ditch horizontal velocity on the nitrogen removal process. *Eur. Water Manag. Online* 1–9 (2002).
14. Lee, I., Lim, H., Jung, B., Colosimo, M. F. & Kim, H. Evaluation of aeration energy saving in two modified activated sludge processes. *Chemosphere* **140**, 72–78 (2014).
15. Gikas, P. Towards energy positive wastewater treatment plants. *J. Environ. Manage.* **203**, 1–9 (2017).
16. Füreder, K., Svardal, K., Frey, W., Kroiss, H. & Krampe, J. Energy consumption of agitators in activated sludge tanks - Actual state and optimization potential. *Water Sci. Technol.* **77**, 800–808 (2018).
17. Purcell, P. *Design of water resources systems*. (2003).
18. Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho. Ministério do Ambiente. *Diário da República I-Série A*, 4775–4780 (1997).
19. Kolarik, L. O. & J. Priestley, A. *Modern Techniques in Water and Wastewater Treatment*. (1995).

20. Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto. Regulamentação da qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. *Diário da República I Série* **176**, 3676–3722 (1998).
21. Punmia, B. C. & Jain, A. *Wastewater Engineering (including air pollution)*. (1998).
22. Mara, D. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. (2003).
23. Stephenson, T. & Stuetz, R. *Principles of Water and Wastewater Treatment Processes*. (2009).
24. Sperling, M. von. Basic Principles of Wastewater Treatment. in *Biological Wastewater Treatment Series* (2007).
25. APDA. Descrição sumária - FT-QI-13 - AMÓNIO. 3–4 (2013).
26. Ozturk, M. C., Martin Serrat, F. & Teymour, F. Optimization of aeration profiles in the activated sludge process. *Chem. Eng. Sci.* **139**, 1–14 (2016).
27. Jeyanayagam, S. True Confessions of the Biological Nutrient Removal Process. *Florida Water Resour. J.* 37–46 (2005).
28. Russell, D. L. *Practical Wastewater Treatment*. (2006).
29. Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J., Arvin, E. & Henze, M. *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*. (1997).
30. Ettlich, W. F. A Comparison of Oxidation Ditch Plants to Competing Processes for Secondary and Advanced Treatment of Municipal Wastes. (1978).
31. USEPA. Wastewater Technology Fact Sheet Oxidation Ditches. *Environmental Protection Agency (EPA)* (2000).
32. Argaman, Y. Single sludge nitrogen removal in an oxidation ditch. *Water Res.* **18**, 1493–1500 (1984).
33. Alaya, S. Ben, Haouech, L., Cherif, H. & Shayeb, H. Aeration management in an oxidation ditch. *Desalination* **252**, 172–178 (2010).
34. Forster, C. F. A comparison of the performances achieved by the carrousel and the mammoth rotor versions of the oxidation ditch. *Environ. Technol. Lett.* **1**, 366–375 (2008).
35. Insel, G., Artan, N. & Orhon, D. Effect of Aeration on Nutrient Removal Performance of Oxidation Ditch Systems". *Environ. Eng. Sci.* **22**, 802–815 (2005).
36. Orris E., A. The control of bulking sludges: From the early innovators to current practice. *J. Water Pollut. Control Fed.* **59**, 172–182 (2015).
37. Roustan, M., Chatellier, P., Lefevre, F., Audic, J. M. & Burvingt, F. Separation of the two functions aeration and mixing in oxidation ditches: Application to the denitrification by activated sludge. *Environ. Technol. (United Kingdom)* **14**, 841–849 (1993).
38. Xilem. What horizontal flow velocity is needed in oxidation ditches? (2017).
39. Wambecq, T. *et al.* The impact of horizontal water velocity on the energy consumption of a full-scale wastewater treatment plant. *Water Environ. J.* **27**, 247–252 (2013).
40. Vermande, S., Simpson, K., Essemiani, K., Fonade, C. & Meinhold, J. Impact of agitation and aeration on hydraulics and oxygen transfer in an aeration ditch: Local and global measurements. *Chem. Eng. Sci.* **62**, 2545–2555 (2007).
41. Hartley, K. J. Hydraulics of Horizontal Shaft Oxidation Ditches. *J. Water Pollut. Control Fed.* **59**, 686–694 (1987).
42. Zhi, Z., Li, B. L., Xiang, X. Y., Chi, Z. & Hua, C. Variation of biological and hydrological parameters and nitrogen removal optimization of modified Carrousel oxidation ditch

- process. *J. Cent. South Univ. Technol. (English Ed.)* **19**, 842–849 (2012).
43. Lindam, J. Aeration Efficiency in Oxidation Ditches. *Proceedings of the Water Environment Federation* 387–400 (2014).
 44. Gillot, S. & Héduit, A. Effect of air flow rate on oxygen transfer in an oxidation ditch equipped with fine bubble diffusers and slow speed mixers. *Water Res.* **34**, 1756–1762 (2000).
 45. Qiu, Y. *et al.* Optimal surface aeration control in full-scale oxidation ditches through energy consumption analysis. *Water (Switzerland)* **10**, 945 (2018).
 46. Yang, Y., Wu, Y., Yang, X., Zhang, K. & Yang, J. Flow field prediction in full-scale Carrousel oxidation ditch by using computational fluid dynamics. *Water Sci. Technol.* **62**, 256–265 (2010).
 47. Abusam, A. A. A. *Development of a Benchmarking Methodology for Evaluating Oxidation Ditch Control Strategies.* (2001).
 48. Ján Derco, Milan Králik, Miroslav Hutnan, Igor Bodík, R. C. Modelling of the Carrousel plant. *Water Sci. Technol.* **30**, 345–354 (1994).
 49. Zhou, X. *et al.* Enhancing nitrogen removal in an Orbal oxidation ditch by optimization of oxygen supply: Practice in a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Bioprocess Biosyst. Eng.* **35**, 1097–1105 (2012).
 50. BAARS, J. K. The use of oxidation ditches for treatment of sewage from small communities. *Bull. World Health Organ.* **26**, 465–474 (1962).
 51. Silva, C. & Rosa, M. J. Energy performance indicators of wastewater treatment: A field study with 17 Portuguese plants. *Water Sci. Technol.* **72**, 510–519 (2015).
 52. Foladori, P., Vaccari, M. & Vitali, F. Energy audit in small wastewater treatment plants: Methodology, energy consumption indicators, and lessons learned. *Water Sci. Technol.* **72**, 1007–1015 (2015).
 53. Longo, S. *et al.* Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Appl. Energy* **179**, 1251–1268 (2016).
 54. Soares, I. *Eficiência energética e a ISO 50001.* (2015).
 55. Ozturk, M. C. & Teymour, F. Bifurcation analysis of wastewater treatment processes. *Ind. Eng. Chem. Res.* **53**, 17736–17752 (2014).
 56. Leu, S.-Y., Rosso, D., Larson, L. E. & Stenstrom, M. K. Real-Time Aeration Efficiency Monitoring in the Activated Sludge Process and Methods to Reduce Energy Consumption and Operating Costs. *Water Environ. Res.* **81**, 2471–2481 (2009).
 57. Afaplan. Memória Descritiva e Justificativa da ETAR do Entroncamento. (2013).
 58. HIDROPROJECTO. Projeto de saneamento do baixo Zêzere e do Nabão - ETAR de Santa Cita. (2003).
 59. Nivus. PCM 4 Flow Meter. <https://www.nivus.com/en/products/flow-measurement/polluted-media/flowmeter/pcm4-flowmeter/>.
 60. Nivus. POA Correlation Wedge Sensor. <https://www.nivus.com/en/products/flow-measurement/polluted-media/sensors/poa-correlation-wedge-sensor/>.
 61. J. T. Bandy, C. P. C. Poon, E. D. S. Oxidation ditch technology for upgrading army sewage treatment facilities. (1983).
 62. Mogens Henze, Mark C.M. van Loosdrecht, G. A. E. and D. B. *Biological Wastewater Treatment - Principles, Modelling and Design.* (2008).
 63. Factorambiente. ETAR do Entroncamento. <https://www.factorambiente.biz/etar-do->

entroncamento.

64. Portugal, Á. de. ETAR de Santa Cita. <https://www.adp.pt/pt//?id=61&img=26&bl=6>.

Anexo I - Imagens da realização da campanha de medição de velocidade numa das ETAR em estudo

As seguintes figuras ilustram o decorrer das medições de velocidades na ETAR do Entroncamento.



Figura Al. 1 - Realização da medição na vala 2 aquando do funcionamento do agitador.



Figura Al. 2 - Sensor de velocidade de modelo POA utilizado nas medições de velocidade.



Figura Al. 3 - Sensor de velocidade de modelo POA acoplado com extensor.



Figura Al. 4 - Leitura de medição no conversor de modelo PCM4.

Anexo II - Tabelas de consumos energéticos nas ETAR em estudo

As tabelas seguintes apresentam os consumos energéticos totais nas ETAR em estudo, utilizadas para estimar os consumos energéticos por parte do arejador e flowmaker.

Tabela AII. 1 - Consumos energéticos totais na ETAR do Entroncamento, no ano 2019.

Mês	Energia total (kWh)
Jan	65 883
Fev	59 823
Mar	70 171
Abr	71 658
Mai	74 395
Jun	82 083
Jul	67 335
Ago	81 967
Set	83 162
Out	79 859
Nov	71 652
Dez	64 095
Total	872 083

Tabela AII. 2 - Consumos energéticos totais na ETAR do Entroncamento, no ano 2020.

Mês	Energia total (kWh)
Jan	63 751
Fev	70 953

Tabela All. 3 - Consumos energéticos totais na ETAR de Santa Cita, no ano 2019.

Mês	Energia total (kWh)
Jan	212 755
Fev	188 975
Mar	180 450
Abr	167 136
Mai	171 519
Jun	157 380
Jul	167 549
Ago	144 047
Set	139 052
Out	143 025
Nov	154 997
Dez	150 133
Total	1 977 017

Tabela All. 4 - Consumos energéticos totais na ETAR de Santa Cita, no ano 2020.

Mês	Energia total (kWh)
Jan	130 762
Fev	114 313

Anexo III - Tabelas de velocidades horizontais na ETAR do Entroncamento

Os gráficos das figuras 7.25, 7.26 e 7.27 foram obtidos com base nas seguintes tabelas de velocidades.

Tabela AIII. 1 - Velocidades obtidas na medição 2 na vala 2, ponto de medição c) na ETAR do Entroncamento.

0,094		L	X - v	Y - h	
1	V1	0,4	0,248	0,047	0,284
	V2	0,4	0,236	0,141	
	V3	0,4	0,246	0,234	
	V4	0,4	0,259	0,328	
	V5	0,4	0,273	0,422	
	V6	0,4	0,298	0,516	
	V7	0,4	0,298	0,609	
	V8	0,4	0,279	0,703	
	V9	0,4	0,313	0,797	
	V10	0,4	0,303	0,891	
	V11	0,4	0,289	0,984	
	V12	0,4	0,281	1,078	
	V13	0,4	0,292	1,172	
	V14	0,4	0,303	1,266	
	V15	0,4	0,316	1,359	
	V16	0,4	0,309	1,453	
2	V1	0,4	0,262	1,547	0,290
	V2	0,4	0,305	1,641	
	V3	0,4	0,301	1,734	
	V4	0,4	0,286	1,828	
	V5	0,4	0,293	1,922	
	V6	0,4	0,294	2,016	
	V7	0,4	0,284	2,109	
	V8	0,4	0,269	2,203	
	V9	0,4	0,292	2,297	
	V10	0,4	0,300	2,391	
	V11	0,4	0,294	2,484	
	V12	0,4	0,293	2,578	
	V13	0,4	0,301	2,672	
	V14	0,4	0,264	2,766	
	V15	0,4	0,293	2,859	
	V16	0,4	0,310	2,953	

Tabela AIII. 2 - Velocidades obtidas na medição 2 na vala 2, ponto de medição b) na ETAR do Entroncamento.

0,094		L	X - v	Y - h	
3	V1	3,6	0,168	0,047	0,158
	V2	3,6	0,186	0,141	
	V3	3,6	0,175	0,234	
	V4	3,6	0,173	0,328	
	V5	3,6	0,167	0,422	
	V6	3,6	0,135	0,516	
	V7	3,6	0,160	0,609	
	V8	3,6	0,147	0,703	
	V9	3,6	0,127	0,797	
	V10	3,6	0,213	0,891	
	V11	3,6	0,166	0,984	
	V12	3,6	0,132	1,078	
	V13	3,6	0,134	1,172	
	V14	3,6	0,141	1,266	
	V15	3,6	0,152	1,359	
	V16	3,6	0,151	1,453	
4	V1	3,6	0,404	1,547	0,332
	V2	3,6	0,308	1,641	
	V3	3,6	0,327	1,734	
	V4	3,6	0,322	1,828	
	V5	3,6	0,331	1,922	
	V6	3,6	0,322	2,016	
	V7	3,6	0,323	2,109	
	V8	3,6	0,309	2,203	
	V9	3,6	0,319	2,297	
	V10	3,6	0,310	2,391	
	V11	3,6	0,347	2,484	
	V12	3,6	0,323	2,578	
	V13	3,6	0,340	2,672	
	V14	3,6	0,377	2,766	
	V15	3,6	0,404	2,859	
	V16	3,6	0,248	2,953	

Tabela AIII. 3 - Velocidades obtidas na medição 2 na vala 2, ponto de medição a) na ETAR do Entroncamento.

0,094		L	X - v	Y - h	
5	V1	7,6	0,240	0,047	0,287
	V2	7,6	0,238	0,141	
	V3	7,6	0,259	0,234	
	V4	7,6	0,263	0,328	
	V5	7,6	0,271	0,422	
	V6	7,6	0,267	0,516	
	V7	7,6	0,262	0,609	
	V8	7,6	0,314	0,703	
	V9	7,6	0,306	0,797	
	V10	7,6	0,318	0,891	
	V11	7,6	0,308	0,984	
	V12	7,6	0,304	1,078	
	V13	7,6	0,308	1,172	
	V14	7,6	0,288	1,266	
	V15	7,6	0,268	1,359	
	V16	7,6	0,386	1,453	
6	V1	7,6	0,286	1,547	0,436
	V2	7,6	0,297	1,641	
	V3	7,6	0,363	1,734	
	V4	7,6	0,357	1,828	
	V5	7,6	0,345	1,922	
	V6	7,6	0,433	2,016	
	V7	7,6	0,368	2,109	
	V8	7,6	0,421	2,203	
	V9	7,6	0,454	2,297	
	V10	7,6	0,510	2,391	
	V11	7,6	0,474	2,484	
	V12	7,6	0,599	2,578	
	V13	7,6	0,480	2,672	
	V14	7,6	0,515	2,766	
	V15	7,6	0,477	2,859	
	V16	7,6	0,597	2,953	

Anexo IV - Vista da vala de oxidação da ETAR do Entroncamento

A figura seguinte ilustra o efeito da inexistência de arejamento/agitação numa das valas de oxidação da ETAR do Entroncamento, correspondente à medição 2 b) na vala 1, devido a avaria no agitador dessa vala.



Figura AIV. 1 - Vala de oxidação na ETAR do Entroncamento sob ausência de arejamento e mistura.

Anexo V - Vista da vala de oxidação da ETAR de Santa Cita

Na figura seguinte verifica-se a ocorrência de acumulação de lamas na vala de oxidação da ETAR de Santa Cita, em consequência da avaria do equipamento que contribui para o arejamento desta zona da vala. Esta figura ilustra o local onde foi realizada a campanha de medição de velocidades horizontais nos pontos a), b) e c) da vala de oxidação 1.



Figura AV. 1 - Vala de oxidação em estudo na ETAR de Santa Cita sob ausência de arejamento e mistura.